

Christiane Evers (Hrsg.)

Vegetation und menschlicher Einfluss

Festschrift für Prof. Dr. Dietmar Brandes

Braunschweig 2015

Braunschweiger Geobotanische Arbeiten
Band 11

ISBN 978-3-927115-75-0



Teilnehmer des Festkolloquiums am 19./20. März 2013. Foto: Carsten Elsner, 20. März 2013.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
JUNGHANS, THOMAS	
Mannheims Adventivflora im Wandel – Neue Arten und aktuelle Ausbreitungstendenzen im Kontext der Klimaerwärmung	11
GUTTE, PETER	
Analyse der „Flora von Sachsen“ unter besonderer Berücksichtigung der Neophyten	39
BÜSCHER, DIETRICH	
Zur Aus- und Verbreitung der Impatiens-Arten im Raum Dortmund	47
WEGENER, UWE	
Untersuchungen zur Förderung von Diptam (<i>Dictamnus albus</i> L.) im Nordharzvorland	53
KAISER, THOMAS	
Pflanzen als Zeiger für die Verbreitung und den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen am Beispiel der Allerniederung	
Plants inform about the distribution and the conservation status of habitats at the Aller lowland	61
DANIËLS, FRED J.A.	
A review of anthropogenic changes in the vascular plant flora and vegetation of the Arctic with special reference to Greenland	
Ein Überblick der anthropogenen Veränderungen in Flora und Vegetation der Arktis unter besonderer Berücksichtigung Grönlands	77
NEZADAL, WERNER	
Das <i>Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae</i> , eine seltene natürliche Waldgesellschaft des Thermophilen Buschwaldes auf Teneriffa	
<i>Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae</i> , a rare natural forest community of the Thermophilous Forest in the northwest of Tenerife (Canary Islands)	99
HAEUPLER, HENNING	
Ist es Zeit für einige Paradigmenwechsel in der Geobotanik?	113
ADOLPHI, KLAUS	
Anmerkungen zu einigen sich möglicherweise einbürgernden Neophyten	137
SUKOPP, HERBERT & KASPEREK, GERWIN	
Pioniere der Adventivfloristik: Einige Skizzen als Anregung zu einem biographisch-bibliographischen Projekt.....	155
STRUBELT, ILKA & ZACHARIAS, DIETMAR	
Langzeitmonitoring der Vegetation über 52 Jahre im Hartholzauenwald (<i>Quercus-Ulmetum minoris</i> Issler 1924) im Haseder Busch (Landkreis Hildesheim)	
Long term monitoring of vegetation in the alluvial forest (<i>Quercus-Ulmetum minoris</i> Issler 1924) within the Haseder Busch (district Hildesheim) for over 52 years	173

SCHWABE, ANGELIKA; EICHBERG, CARSTEN; STROH, MICHAEL & STORM, CHRISTIAN Gefährdete Sandvegetation der nördlichen Oberrheinebene: vegetationsökologische Untersuchungen der Technischen Universität Darmstadt 1995-2013 im Landkreis Darmstadt-Dieburg und im Bereich der Stadt Darmstadt Threatened sand vegetation of the northern Upper Rhine Valley: vegetation ecologi- cal studies of the “Technische Universität Darmstadt” 1995-2013 in the administrative district of Darmstadt-Dieburg and the city district of Darmstadt	249
PARTZSCH, MONIKA Zum Einfluss von Landnutzungsänderungen, Stickstoffanreicherung und Erwärmung auf die Interaktionen von Xerothermrassenarten Effects of land use change, nitrogen addition and warming on the interactions of dry grassland species	301
BURGSTALLER, HILDEGARD; HÜBL, ERICH & ZECHMEISTER, HARALD Die spontane Flora der Dachgärten des Wiener Allgemeinen Krankenhauses	321
KÜSTER, HANSJÖRG Symbole der Mittelmeervegetation und ihre Nachahmung im Gebiet nördlich der Alpen	379
KISON, HANS-ULRICH Die pflanzliche Artenvielfalt im Nationalpark Harz	391

Abstracts der weiteren Vorträge auf dem Kolloquium

DEIL, ULRICH Heilige Haine als Naturschutzgebiete? – Die Vegetation von Marabut-Stätten in Marokko	405
FRANK, DIETER Neophyten in Sachsen-Anhalt	406
HÄRDTLE, WERNER Heideökosysteme Norddeutschlands in Zeiten globalen Wandels	407
HOBOM, CARSTEN Wie problematisch sind invasive Pflanzenarten? Ein Vergleich von ausgewählten Neophyten und heimischen Arten	408
JEHLÍK, VLADIMÍR Die taxonomischen und phytozönologischen Arten- und Vegetationsgarnituren mitteleuropäischer Flusshäfen an der Elbe-Moldau und den Donauwasserstraßen	409
KASPEREK, GERWIN Bibliometrische Betrachtungen zur Gattung <i>Cotoneaster</i>	410
KUBIER, HEINRICH Weitere Hafenfunde: <i>Solanum triflorum</i> auf dem Vormarsch	411
LOOS, GÖTZ HEINRICH & KEIL, PETER Apophyt – Anökophyt – Industriophyt? Zur grundsätzlichen Status-Einordnung typisch urban-industrieller Pflanzenarten im Ruhrgebiet	412

METZING, DETLEV	
Verbreitungsmuster der Flora im Weser-Elbe-Gebiet	413
NIENARTOWICZ, ANDRZEJ; KAMIŃSKI, DARIUSZ; KUNZ, MIECZYSLAW & DEPTUŁA, MIŁOSZ	
Changes in the plant cover of the dune hill in Folusz near Szubin (NW Poland) between 1959 and 2012: the problem related to preservation of xerothermic grasslands in the agricultural landscape	414
OTTE, ANNETTE	
Die Bedeutung von Standort und Landnutzung für die Phytodiversität des Graslandes in der hochmontanen bis subalpinen Höhenstufe des georgischen Kaukasus	415
PIERNIK, AGNIESZKA	
Inland salt meadows	417
POPPENDIECK, HANS-HELMUT	
Seltenheit und Gefährdung von Gefäßpflanzen der Stadt Hamburg im historischen Kontext	418
POTT, RICHARD	
Galapagos der Botanik – Die Kanarischen Inseln	419
RAABE, UWE	
Wiederfund von <i>Lychnothamnus barbatus</i> (Characeae)	420
WESCHE, KARSTEN (mit CHRISTINE BRÜTTING, STEFAN MEYER, BENJAMIN KRAUSE, CHRISTOPH LEUSCHNER & ISABELL HENSEN)	
Veränderungen der Ackerwildkrautvegetation in den letzten 50 – 60 Jahren: Verluste von Assoziationen, Artenreichtum und genetischer Diversität	421
WITTIG, RÜDIGER	
Veränderungen der westfälischen Dorfvegetation in den vergangenen 20 Jahren	422

**Vorwort zur Festschrift:
„Vegetation und menschlicher Einfluss“
anlässlich des 65. Geburtstages von Professor Dr. Dietmar Brandes**

Den 65. Geburtstag von Professor Dr. Dietmar Brandes feierten 35 Vortragende und ca. 50 weitere Zuhörer am 19. und 20. März 2013 mit einem großen wissenschaftlichen Festkolloquium im Hörsaal des Instituts für Pflanzenbiologie der Technischen Universität Braunschweig. Es ist mir erneut eine besondere Ehre, eine Festschrift – dieses Mal in digitaler Form – vorzulegen, mit der ein Teil der Vorträge publiziert wird. Außerdem gibt der Abstractband einen Überblick über die behandelten Themen, die so vielfältig sind, wie die Forschungsgebiete des Jubilars.

Der Grundstein für die wissenschaftliche Karriere von Dietmar Brandes wurde vermutlich mit *Abutilon pictum* gelegt: Im zarten Alter von 3 Jahren soll er seine Eltern schier zur Verzweiflung gebracht haben, weil er trotz Verbots immer wieder die Knospen „aufpulte“. Damals war eine blühende Pflanze noch richtig wertvoll, so dass die Eltern in großer Sorge waren, was sie da für einen Sohn heranzogen. Die Zeichen wurden nur nicht richtig gedeutet: es war das aufkeimende große botanische Interesse. Der weitere Lebenslauf wäre leicht zusammengefasst, nämlich so, dass Herr Brandes alle Prüfungen mit Auszeichnung absolvierte und Preise abräumte. Einige Stationen sollen aber doch angesprochen werden:

Mit 18 Jahren war Dietmar Brandes beim 1. Wettbewerb „Jugend forscht“ mit einer botanischen Arbeit auf dem 3. Platz erfolgreich und erhielt den Hörleinspreis des Verbands deutscher Biologen in Wien. Er studierte erfolgreich Biologie und Chemie und promovierte über *Organosiliciumperoxide*, sehr explosive Verbindungen, die ihm fast zum Verhängnis wurden.

Parallel zur botanischen Forschung schlug der Jubilar wegen seines starken bibliophilen Interesses die höhere Bibliothekslaufbahn ein. Kaum Bibliotheksrat begann 1981 die Lehrtätigkeit am Botanischen Institut der TU Braunschweig, die so erfolgreich war, dass er 1983 eine eigene Arbeitsgruppe gründete, die damit 2013 ihr 30-jähriges Bestehen feiern konnte. Die Habilitation in Botanik folgte 1986, ein Jahr später wurde er zum Leitenden Bibliotheksdirektor ernannt und 1990 zum Außerplanmäßigen Professor. Seit 1996 ist Dietmar Brandes Ordentliches Mitglied der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft in der Klasse Mathematik und Naturwissenschaften, 2013 zunächst ihr Vizepräsident, seit 2014 ihr Präsident.

Dietmar Brandes hat seine Bibliothek in den 26 Jahren zu einer sehr modernen Bibliothek umgebaut: Ein ganz wichtiger Aspekt ist das starke Setzen auf digitale Angebote. Er hat mit der *Digitalen Bibliothek* einen der größten Publikationsserver in Deutschland aufgebaut und hofft damit, das Interesse anderer an der Geobotanik in dem Maße zu wecken, in dem sie aus den Curricula der Universitäten verschwindet. Fast alle seine Publikationen zur Vegetationsökologie sind im Netz verfügbar. Darüber hinaus stehen in der Digitalen Bibliothek knapp Fünftausend Pflanzenfotos des Jubilars zur Verfügung.

Eine vollständige Liste der Publikationen des Jubilars bis 2008 findet sich bei NAGEL & EVERS 2008. In den allermeisten der 290 Publikationen (Stand März 2013) – abgesehen von einigen chemischen und bibliothekarischen Themen – zeigt sich ein Bezug zur Beeinflussung der Vegetation durch den Menschen. Zwar erfolgte seine erste Publikation 1971 mit seinem sehr

verehrten Lehrer Reinhold Tüxen noch über Wasserlinsengesellschaften (TUEXEN 1971), aber bereits in der 4. Publikation über *Cirsium eriophorum* (BRANDES 1973) ist der ruderale Weg vorgezeichnet. Eine besondere Vorliebe gilt generell Siedlungshabitaten, Städten, Dörfern, Burgen, also Standorten mit langer Persistenz, aber auch jungen Urbanisationen. Dietmar Brandes Name ist ebenso mit thermophilen Ruderalpflanzen, z. B. *Onopordum acanthium*, verbunden, wie mit Eisenbahnvegetation und anderen linearen Strukturen: Flussufern, Straßen, Autobahnen. Zur Untersuchung von *Artemisia tournefortiana* gelang es dem Jubilar, im dichten Berufsverkehr die A39 von der Autobahnmeisterei sperren zu lassen.

Der Jubilar hat sich sehr früh mit Neophyten beschäftigt. Die erste Arbeit über Neophyten wurde bereits 1981 (BRANDES 1981) vorgelegt, zu einem Zeitpunkt, zu dem sich erst ganz wenige Wissenschaftler damit beschäftigten. Großes Interesse gilt der Ausbreitungsbiologie und der Verwilderung von Zierpflanzen. *Oxalis pes-caprae* wurde auf Malta, dem Locus classicus der Verwilderung untersucht (BRANDES 1991). Mauern als Mikrohabitate wurden intensiv studiert, so wurden insbesondere *Cymbalaria muralis* und *Parietaria judaica* (BRANDES 1998) lange im Institut und im Braunschweiger Botanischen Garten kultiviert.

Tab. 1: Liste der von Dietmar Brandes bis einschließlich 2013 untersuchten Arten (BRANDES, pers. Mitt.).

<i>Aconogonon polystachyum</i>	<i>Cirsium eriophorum</i>	<i>Parietaria judaica</i>
<i>Althaea officinalis</i>	<i>Convolvulus caput-medusae</i>	<i>Pulicaria burchardii</i>
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Conyza sumatrensis</i>	<i>Reichardia famarae</i>
<i>Angelica archangelica</i>	<i>Cucubalus baccifer</i>	<i>Rumex stenophyllus</i>
<i>Anthemis caucalis</i>	<i>Cymbalaria muralis</i>	<i>Salvia nemorosa</i>
<i>Artemisia annua</i>	<i>Eryngium campestre</i>	<i>Sambucus ebulus</i>
<i>Artemisia scoparia</i>	<i>Euphobia variegata</i>	<i>Scorzonera laciniata</i>
<i>Artemisia tournefortiana</i>	<i>Fraxinus ornus</i>	<i>Senecio hercynicus</i> subsp. <i>hercyn.</i>
<i>Atriplex rosea</i>	<i>Geranium pyrenaicum</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
<i>Atriplex sagittata</i>	<i>Geranium sibiricum</i>	<i>Senecio vernalis</i>
<i>Atriplex semilunaris</i>	<i>Gymnocarpus decander</i>	<i>Sisymbrium altissimum</i>
<i>Berteroa incana</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>Sisymbrium strictissimum</i>
<i>Bidens pilosa</i>	<i>Lavatera thuringiaca</i>	<i>Sonchus oleraceus</i>
<i>Bunias orientalis</i>	<i>Maireana brevifolia</i>	<i>Verbascum chaixii</i> subsp. <i>austr.</i>
<i>Calotropis procera</i>	<i>Nicotiana glauca</i>	<i>Verbascum densiflorum</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Onopordum acanthium</i>	<i>Verbascum lychnitis</i>
<i>Chenopodium botrys</i>	<i>Onopordum bracteatum</i>	<i>Verbascum speciosum</i>
<i>Chenopodium ficifolium</i>	<i>Oxalis pes-caprae</i>	<i>Xanthium album</i>

Die Liste der untersuchten Arten liest sich wie das „who is who“ der Ruderalpflanzen, 54 Arten wurden bislang eingehender untersucht (Tab. 1). Das kann zu Recht als Biodiversitätsforschung bezeichnet werden. In vielen Fällen erfolgte die Untersuchung mit experimentellen Ansätzen, wie Störungs-, Dünge- und Konkurrenzversuche. Eine ebenfalls im Botanischen Garten lange kultivierte Art ist *Nicotiana glauca* (BRANDES 2002a), die ihre Heimat in Bolivien und Argentinien hat und inzwischen überall in den Tropen und im Mittelmeergebiet vorkommt und mit ihrer leichten Frosttoleranz sogar am Gardasee vereinzelt verwildert (Abb. 1).



Abb. 1: *Nicotiana glauca* am Gardasee oberhalb von Limone. Foto: Christiane Evers, September 2009.

Inselhabitats haben es dem Jubilar ebenfalls sehr angetan. So hat er seltene Schlüsselarten wie *Convolvulus caput-medusae* (BRANDES 2002b, Abb. 2) oder *Pulicaria burchardii* (BRANDES 2004) auf Fuerteventura untersucht.



Abb. 2: *Convolvulus caput-medusae* auf Fuerteventura. Foto: Christiane Evers.

Bereits als Schüler, Wehrdienstleistender und Student beteiligte sich Dietmar Brandes an der floristischen Kartierung, so an der Süd-Niedersachsenkartierung, der Mitteldeutschlandkartierung und der Österreichkartierung. Dieses Thema hat er intensiv in die Forschung und Lehre hineingetragen. So gibt es eine für Braunschweig spezifische Verbindung von Floristik, Florenkartierung und Vegetationsaufnahmen, Aut- und Synökologie. Die regionalen Aktivitäten drücken sich in den seit 1984 jährlich veranstalteten „Braunschweiger Floristentreffen“ aus, bislang sind es 30 Treffen und die Autorin rechnet mit dem 31. Ende November 2015.

Die Verantwortung für die Bibliothek und den damit verbundenen großen Arbeitskreis hat Dietmar Brandes längst in andere Hände gegeben. Den kleinen Arbeitskreis, die Arbeitsgruppe für Vegetationsökologie und experimentelle Pflanzensoziologie, führt er aber in bewährter Weise weiter. Das Präsidentenamt bei der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft hält neue Aufgaben bereit, so dass die Zeit wieder zu gut ausgefüllt ist.

Alle Mitarbeiter des kleinen Arbeitskreises – es sind inzwischen 51 an der Zahl! – danken Dietmar Brandes für die vielen wunderschönen Exkursionen, die intensiven Diskussionen, Braunschweiger Floristentreffen, Kolloquien und Sitzungen und wünschen dem Jubilar gute Gesundheit, viele weitere interessante Forschungsreisen, neue Publikationen und interessierte Studierende!

Allen Autoren, die sich an dieser Festschrift beteiligt und ihr Erscheinen erst ermöglicht haben, möchte ich ganz herzlich für die spannenden Beiträge und die konstruktive Zusammenarbeit danken. Ich bin sicher, dass die Arbeiten, die in der Reihenfolge ihres Eingangs sortiert sind, großes Interesse wecken werden. Es ist mir eine große Freude, nun diesen Band – mit einiger Verspätung – vorlegen zu können!

März 2015, Christiane Evers

Literatur

- BRANDES, D. (1973): Über das soziologische Verhalten von *Cirsium eriophorum* im nördlichen Harzvorland. – Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, N.F. 15/16: 56–59.
URL: <http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00001327>
- BRANDES, D. (1981): Neophytengesellschaften der Klasse *Artemisietea* im südöstlichen Niedersachsen. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften 1: 183–211.
- BRANDES, D. (1991): Soziologie und Ökologie von *Oxalis pes-caprae* L. im Mittelmeergebiet unter besonderer Berücksichtigung von Malta. – Phytocoenologia, 19: 285–306.
- BRANDES, D. (1998): *Parietaria judaica* L. - Zur Morphologie, Ökologie und Soziologie einer verkannten nitrophilen Saumpflanze. – Tuexenia 18: 357–376.
- BRANDES, D. (2002a): *Nicotiana glauca* als invasive Pflanze auf Fuerteventura. – In: D. BRANDES (Hrsg.): Adventivpflanzen. Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, Bd. 8: 39–57.
- BRANDES, D. (2002b): *Convolvulus caput medusae* Lowe on Fuerteventura (Canary Islands, Spain). – Vieraea 29: 79–88.
- BRANDES, D. (2004): *Pulicaria burchardii* Hutch. (Asteraceae) – eine der seltensten Pflanzenarten im Bereich der Europäischen Gemeinschaft. – PDF: 12 pp. Elektronische Publikation.
URL: <http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00001535>
- NAGEL, B. & EVERS, C. (2008): Verzeichnis der wissenschaftlichen Veröffentlichungen von Professor Dr. Dietmar Brandes. – In EVERS, C. (Hrsg.): Dynamik der synanthropen Vegetation. Festschrift für Prof. Dr. Dietmar Brandes. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten, Bd. 9: 539–563.
- TUEXEN, R. (ed., unter Mitwirkung von H. BÖTTCHER & D. BRANDES) (1971): *Lemnetea*. – Bibliographia Phytosociologica Syntaxonomica, Lfg.2: 1–33.

Autorin:

Dr. Christiane Evers
Institut für Pflanzenbiologie der Technischen Universität
AG Vegetationsökologie und experimentelle Pflanzensoziologie
Mendelssohnstr. 4
38106 Braunschweig
E-Mail: c.evers@tu-bs.de

Mannheims Adventivflora im Wandel – Neue Arten und aktuelle Ausbreitungstendenzen im Kontext der Klimaerwärmung*

Thomas Junghans

Abstract

The occurrences of some remarkable adventive plants in Mannheim (Baden-Württemberg) are described, most of them have not or only rarely been mentioned before. The recently observed spreading of some species is reported and discussed mainly with regard to climate warming.

1. Einleitung

Mannheims Adventivflora war bereits Ende des 19. und frühen 20. Jahrhunderts Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (z. B. LUTZ 1885, 1889, ZIMMERMANN 1907, LUTZ 1910, ZIMMERMANN 1914, THELLUNG & ZIMMERMANN 1916, ZIMMERMANN 1925, HEINE 1952). Frühzeitig wurde dabei die Bedeutung der vielfältigen anthropogenen Tätigkeiten bei der bewussten Einführung und nachfolgenden Verwilderung nichteinheimischer Pflanzen oder deren unbeabsichtigter Einschleppung durch Waren- und Güterumschlag erkannt. Trotz mannigfacher Veränderungen, z. B. bezüglich Art und Umfang bestimmter Transportformen, können auch heute immer wieder neue, bislang nicht nachgewiesene Arten neben bereits früher gefundenen und längst eingebürgerten nichteinheimischen Arten beobachtet werden. Die große Dynamik anthropogener Aktivitäten zusammen mit der Bedeutung Mannheims als Industrie- und Wirtschaftsstandort – so ist die Stadt am Zusammenfluss von Rhein und Neckar größter Eisenbahnknotenpunkt in Südwestdeutschland und verfügt über einen der wichtigsten Binnenhäfen Europas – werden daher wohl auch zukünftig interessante adventivfloristische Forschungen ermöglichen.

Der vorliegende Beitrag möchte einige aktuelle Entwicklungen und Aspekte am Beispiel einiger bemerkenswerter Adventivarten aufzeigen. Neben einem kurzen Überblick über den Stand der adventivfloristischen Forschung im Raum Mannheim sollen die in den letzten Jahren in

* Herrn Prof. Dr. Dietmar Brandes anlässlich seines 65. Geburtstags mit den besten Wünschen gewidmet.

Flora und Vegetation festgestellten Veränderungen vor allem vor dem Hintergrund des Klimawandels diskutiert werden. Aufgrund der Dynamik der die Pflanzenwelt beeinflussenden Prozesse kann dieser kurz gefassten Betrachtung allerdings wohl lediglich der Charakter einer Momentaufnahme zukommen.

2. Neuere Beiträge zur adventivfloristischen Forschung im Raum Mannheim

Auf die frühe Phase der Erforschung gebietsfremder Pflanzenarten im Raum Mannheim (vgl. Einleitung) folgte Mitte der 1950er Jahre erst einmal eine kurze Pause, bis Anfang der 1970er Jahre wieder umfangreichere Beiträge erschienen, die auch bemerkenswerte Vorkommen von Neophyten berücksichtigten (z. B. PHILIPPI 1971a, b, BUTTLER & STIEGLITZ 1976). Allerdings verzeichnet die Adventivfloristik in der Region erst wieder seit Ende der 1980er Jahre vermehrt Publikationen, etwa über Verwilderungen von *Paulownia tomentosa* (NOWAK 1987) oder die Ausbreitung von *Senecio inaequidens* (MAZOMEIT 1991). Zahlreiche weitere Beiträge und Fundmeldungen erweiterten in der Folge die Kenntnisse über Vorkommen und Verbreitung bemerkenswerter Neophyten (z. B. HÜGIN et al. 1995, MAZOMEIT 1995, NEFF 1998, MAZOMEIT 2002, WINTERHOFF & HAAR 2002, MAZOMEIT 2005a, b, JUNGHANS 2006, 2007a, b, 2008a, b, SONNBERGER et al. 2008, VESSELINOV LALOV 2008, JUNGHANS 2009a, AMARELL 2010, JUNGHANS 2010a, b, c, d, 2011a, b, c, 2012b, c, 2013b). Zusätzlich wurden in den letzten Jahren im Raum Mannheim verschiedene stadtypische urban-industrielle Lebensräume wie Mauern, Bahnanlagen und Hafengebiete inventarisiert (JUNGHANS 2001, 2003b, 2005a, b, 2007a, 2008a, 2009b, JUNGHANS & FISCHER 2005) sowie Untersuchungen zur Ausbreitungsökologie, Keimungsbiologie und Standortökologie einzelner Arten vorgelegt (JUNGHANS 2003a, 2005c, 2010c, e, 2011d, e, 2012a, d, 2013a) und durch weitere Aspekte ergänzt, etwa zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt (JUNGHANS 2010c, e, 2011b, d, e).

3. Vorkommen und Ausbreitungstendenzen einiger bemerkenswerter Adventivpflanzen im Raum Mannheim

Nachdem in der Frühphase der adventivfloristischen Forschung die mit dem Warenverkehr oder mit Verpackungsmaterial eingeschleppten Arten im Vordergrund standen, sind es heute vor allem verwildernde Zierpflanzen. Deren großer Anteil an den aktuell beobachteten Neophyten spiegelt dabei die gesellschaftliche Entwicklung wider, wobei die große Nachfrage nach Gartenpflanzen als Folge eines gestiegenen Wohlstandes für ein flächendeckendes Vorhandensein von Baumschulen, Gartencentern und Baumärkten mit entsprechenden Sortimenten sorgt. Subspontane Vorkommen von Zierpflanzen finden sich dabei entweder in mehr oder weniger unmittelbarer Nähe zu Anpflanzungen oder aber durch meist illegal entsorgte Gartenabfälle auf innerstädtischen wie auch außerhalb liegenden Brachflächen, Waldparkplätzen, Waldrändern o. ä. Allerdings spielen Warenimporte auch heute noch eine Rolle, wie das Beispiel von *Solanum carolinense* zeigt, das mit Soja-Importen für die Ölmühlen im Hafengebiet eingeschleppt wurde. Dazu kommen Vogelfutterbegleiter wie *Ambrosia artemisiifolia* und *Amsinckia calycina* oder Bienenfutterpflanzen wie *Leonurus cardiaca* ssp. *villosus*. Die Veränderungen in Warenumsatz und Gütertransport gehen häufig mit einem Standortwandel einher. Klassische adventivfloristische „Einfallstore“ wie Bahnanlagen und Hafengebiete verlieren an Bedeutung, an ihre Stelle treten Pflasterritzen oder Ruderalstellen im Siedlungsbereich. Damit können auch Veränderungen im Erscheinungsbild bestimmter Pflanzensippen verbunden sein, zumindest insofern sie heute als Zierpflanzen

verwendet werden: So gehört etwa *Salvia nemorosa* zu den „klassischen“ Adventivpflanzen, die seit dem Ende des 19. Jahrhunderts durch Warenumschlag eingeschleppt wurden und im Bereich der Böschungen des Industriehafens bis heute zum eingebürgerten Arteninventar gehören (LUTZ 1885, ZIMMERMANN 1907: 108, LUTZ 1910: „...seit Fertigstellung des Hafens 1871 vorhanden, wohl mit Getreide eingeschleppt...“). Damals handelte es sich allerdings um unabsichtlich verschleppte Wildpflanzen (bzw. deren Diasporen), die sich überwiegend in der Nähe der Umschlagplätze – also Gleis- und Wegränder, Ruderal- und Brachflächen oder Böschungen von Bahn- und Hafenanlagen – ansiedeln konnten. Bei den heute im Siedlungsraum anzutreffenden Vertretern der Art handelt es sich dagegen überwiegend um Verwilderungen von als Zierpflanzen mannigfach veränderten Formen, die sich bezüglich Wuchshöhe, Blütenfarbe etc. deutlich vom Wildtyp unterscheiden können.

Im Folgenden sollen einige Adventivpflanzen näher beschrieben werden. Es handelt sich dabei um selten beobachtete, bislang noch gar nicht für Mannheim nachgewiesene Arten bzw. um bemerkenswerte Funde der letzten Jahre unter Zugrundelegung der einschlägigen Literatur (vor allem SEBALD et al. 1990 – 1998, BREUNIG & DEMUTH 2000b, FRITZSCH et al. 2005, VESSELINOV LALOV 2008). Die Pflanzensippen werden mit verschiedenen Anmerkungen versehen in einer Auflistung der wichtigsten Lebensräume aufgeführt.

Die Nomenklatur folgt weitgehend WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) bzw. HAEUPLER & MUER (2000) und für die zahlreichen Zierpflanzen JÄGER et al. (2008).

3. 1. Adventivpflanzen im stark versiegelten Siedlungsbereich – Straßenränder, Gehwege, Mauern, Anpflanzungen

Amaranthus deflexus

Eine Ausbreitung des aus dem Mittelmeergebiet stammenden *Amaranthus deflexus* wird seit Anfang der 1990er Jahre in Mannheim beobachtet (MAZOMEIT 2005a), seitdem hat sich die Pflanze an zahlreichen Stellen in Pflasterfugengesellschaften im Stadtgebiet eingebürgert. Erstmals nachgewiesen wurde sie im Stadtgebiet (und in Deutschland!) im Mannheimer Hafen 1884 (ZIMMERMANN 1907: 76). Im Gegensatz zum adventivfloristisch „klassischen“ Standort Hafengebiet besiedelt die Art heute überwiegend Pflasterritzen von Gehwegen, Straßenrändern oder die Wände entlang von Häusern oder mehr oder weniger gestörte Scherrasen in Gebäudenähe. Eingeschleppt wurde die Pflanze wohl mit Vogelfutter oder Balkonpflanzen. Die Ausbreitung innerhalb des Straßenraums erfolgt überwiegend durch Anhaftung an Autoreifen oder Tritt, wie ein vorübergehendes Vorkommen an einer Bushaltestelle außerhalb des Stadtzentrums nahe legt. Die Ausbreitung der Sippe vollzieht sich recht dynamisch, wobei einzelne kleinere Vorkommen außerhalb des Stadtgebiets bzw. weiter entfernt von den seit Jahren bekannten Vorkommen auch nur sehr unbeständig sein können.

Petrorhagia saxifraga

Die Art verwildert in den letzten Jahren häufig aus Anpflanzungen und wird seit 1995 in Mannheim (Niederfeld, Feldbergstraße, VESSELINOV LALOV 2008) beobachtet. Interessant sind die 2011 und 2012 gemachten Funde in der Mannheimer Innenstadt. Hier besiedelt die Pflanze die Pflasterritzen einer Parkplatzzufahrt entlang einer Hauswand (Quadrat R5) bzw. die Randbereiche eines Parkplatzes in C6. An beiden Fundorten wäre ein Eintrag über Fallrohre aus einer Dachbegrünung denkbar, wie sie z. B. von FRÜHAUF & RAEHSE (2006) aus dem Kasseler

Stadtgebiet berichtet wird. Am Parkplatz in C6 ist aber auch eine Einschleppung im Zuge von Abriss- und Baumaßnahmen an einem angrenzenden Gebäude zu denken, da die Pflanzen auch in unmittelbarer Nähe des hier abgestellten Bau-Containers zu finden sind.

Polycarpon tetraphyllum

Praktisch ausschließlich in Pflasterfugen tritt *Polycarpon tetraphyllum* in Mannheim auf. Im Gegensatz zu vorheriger Art ist sie zudem räumlich (noch) stark begrenzt auf Straßen, Wegränder und Gehwege im Bereich der Quadrate R6 und S5. Nachdem die Art bereits im 19. Jahrhundert in Mannheim in ruderalen Sandfluren beobachtet wurde, galt sie seitdem als verschollen und wird erst wieder seit etwa 2000 in Pflasterritzen im Stadtzentrum festgestellt (MAZOMEIT 2002, SONNBERGER et al. 2008). Die Ausbreitung der Art erfolgt ähnlich wie bei *Amaranthus deflexus* wohl überwiegend durch Tritt oder Anhaftung an Autoreifen, wobei die diesbezügliche Dynamik in Mannheim bislang nicht sehr groß ist. Dennoch dürfte mit einer weiteren Ausbreitung zu rechnen sein.

Regelmäßig finden sich im Straßenraum Verwilderungen von Zierpflanzen, vor allem in Stadtteilen mit großen Gartenanteilen wo stellenweise sogar Baumscheiben oder weitere Flächen außerhalb der Gärten bepflanzt sind und gärtnerisch gepflegt werden.

So findet sich z. B. *Duchesnea indica* im Rinnstein wie auch entlang von Hauswänden in zahlreichen Exemplaren seit Jahren beständig im Stadtteil Almenhof (Valentin-Streuber-Straße). Ebenfalls in diesem Stadtteil konnte 2009 erstmals für Mannheim *Pseudofumaria lutea* nachgewiesen werden. Einige Pflanzen wuchsen zusammen mit *Lobularia maritima* in den Gehwegsrützen entlang einer Hauswand, wobei beide Arten zumindest von außen an keiner anderen Stelle im Garten zu sehen waren. Auf Gehwegen oder im angrenzenden Straßenbereich finden sich z. B. auch Vorkommen von *Aurinia saxatilis* und *Pennisetum spec.* (Ruppertsberger Straße) oder *Lobelia erinus* (bei Europcar in der Kallstadter Straße) im Stadtteil Käfertal. *Mirabilis jalapa*, die auch immer wieder einmal in Gehwegsrützen in Gartennähe angetroffen wird (z. B. Dürkheimer Straße, Käfertal), bleibt bislang unbeständig. Auch ein Vorkommen außerhalb der Stadt im Bereich der Friesenheimer Insel, wo um eine einzelne Pflanze zahlreiche Keim- und Jungpflanzen beobachtet werden konnten, verschwand im Jahr darauf spurlos. Ebenfalls unbeständig war das Vorkommen von *Nemophila menziesii*, das am Rande eines Firmengeländes auf der Friesenheimer Insel im ruderalen Wegsaum festgestellt werden konnte.

Verwilderungen von *Caragana arborescens* sind in Mannheim noch recht selten, ein Vorkommen findet sich unweit entsprechender Anpflanzungen direkt an einer Straßenlaterne eines geteerten Fuß- und Radwegs, wo die rund zwei Meter hohe und reichlich fruchtende Pflanze teilweise der Mahd entgeht (Max-Planck-Straße, Friesenheimer Insel). Ähnlich selten und zumeist in der Nähe von oder in Anpflanzungen sind Vorkommen von *Koeleria paniculata* (Neckarstadt, Industriestraße) oder *Fraxinus ornus* (siehe z. B. VESSELINOV LALOV 2008), wobei beide Arten nicht sehr häufig angepflanzt werden und derartige Anpflanzungen überwiegend gut gepflegt und gemäht werden, so dass kein Aufwuchs von Jungpflanzen in unmittelbarer Nähe erfolgen kann. Gärtnerische Tätigkeiten können aber auch bei bereits kräftigen verwilderten Exemplaren das genaue Erkennen erschweren, so wurde etwa das einzelne Exemplar einer Esche an einem Parkplatz im Hafengebiet (Rheinkaistraße) vom Autor nicht weiter beachtet und im Vorbeigehen für *Fraxinus excelsior* gehalten, da die Pflanze hier immer vor der Blüte abgeschlagen wurde. Erst als dies einmal zufällig unterblieb, wurde die Pflanze als *Fraxinus ornus* erkannt, was auch mangels Anpflanzungen in der Nähe überraschend war.

Vielfach gepflanzt im Stadtgebiet ist dagegen *Symphoricarpos albus*, wobei der Nachweis von tatsächlichen subspontanen Vorkommen allein schon durch die Häufigkeit von Pflanzungen

erschwert wird. Im Bereich der Neckaruferbebauung kommen allerdings zahlreiche Jungpflanzen in den Uferbefestigungen und Mauern unterhalb der Bebauung vor, so dass hier kein Zweifel an der Verwilderungs- und Einbürgerungstendenz der Sippe besteht.

Verbena bonariensis wird ebenfalls recht häufig gepflanzt, wobei sie in der Nähe derartiger Anpflanzungen eine beachtliche Dynamik entfalten kann wie z. B. beim Vorkommen in der Hafenstraße bei den Studentenwohnheimen, wo sie sehr zahlreich im angrenzenden Straßenraum (bis zu etwa 15-20 m von den Anpflanzungen entfernt) im Rinnstein und am Straßenrand in Ritzen und auf gestörten, lückigen Stellen vorkommt.

Verwilderungen von *Perovskia abrotanoides* wurden bislang noch sehr selten beobachtet, so z. B. eine ca. 15 cm hohe Jungpflanze in einer Anpflanzung im Mühlauhafen.

3.2. Brachen und Ruderalstandorte im Siedlungsbereich (einschl. Industrie- und Gewerbeflächen sowie Bahn- und Hafenanlagen)

Amsinckia calycina

Im Jahr 2010 konnte in Mannheim erstmals ein Vorkommen von *Amsinckia calycina* beobachtet werden (JUNGHANS 2011c). Die ursprünglich in Südamerika und dem südlichen Nordamerika heimische Sippe wird gelegentlich als „Vogelfutterbegleiter“ nach Europa eingeschleppt (HANSON & MASON 1985), wobei derartige Vorkommen wohl überwiegend unbeständig bleiben dürften. *Amsinckia calycina* ist ein 10 bis etwa 50 (-60) cm hoher, niederliegend bis aufsteigend wachsender Therophyt mit langen abstehenden und kurzen krausen Haaren. Keimungsbiologische Untersuchungen deuten auf eine breite Amplitude hin, wobei die höchsten Keimraten mit 75 % in Ansätzen bei 22°C und 27°C erreicht wurden, doch selbst bei 10°C keimten noch 25 % der Teilfrüchte (JUNGHANS 2011c). Die Art besiedelt in Mannheim eine sandig-kiesige, stellenweise sehr lückige und zumindest leicht gestörte Ruderalstellen am Rand von aus bzw. in den Handelshafen führenden Gleisen im Bereich einiger Straßenunter- und überführungen.

Bislang verläuft die Populationsentwicklung ausgesprochen positiv, die recht hohen Keimraten und die breite keimungsbiologische Amplitude lassen eine Etablierung möglich erscheinen. Auch der rasche Wuchs und die bisher beobachtete gute Schnitt- und Trockenheitsverträglichkeit können ebenso dazu beitragen, dass sich die Art einbürgert.

Arum italicum

Ein Vorkommen der Sippe im Bereich der Industriebrache „Strebelwerk“ in einem lückigen Gehölzbestand neben einer Straße besteht seit mindestens 2005 (JUNGHANS 2008b). Zusätzlich wurden 2011 in Mannheim-Neuostheim zahlreiche Pflanzen in einem Gehölzsaum zwischen einem Straßenrand und einem verwilderten Gartengrundstück auf einer Länge von etwa 20 m gefunden. An dieser Stelle wird die Art bereits ab etwa Anfang Mai von *Urtica dioica* und *Alliaria petiolata* überwachsen und ist dann kaum noch zu sehen. Die Sippe scheint in Mannheim in Einbürgerung zu sein, weitere Vorkommen in der Region könnten durch Überwachsung durch die Begleitvegetation auch bislang übersehen worden sein.

Caryopteris clandonensis

Verwilderungen der Sippe werden seit einigen Jahren beobachtet, so z. B. in der Rheinböschung (MAZOMEIT 2009). Meist kommen einzelne Pflanzen in der Nähe von Anpflanzungen vor, wo sie

in Entfernungen von 10-15 Metern am Straßenrand wachsen (Mannheim-Neckarau, Kirchhoffstraße). Auf Brachflächen (z. B. beim Frachtpostzentrum auf der Friesenheimer Insel) dringt die Sippe mit großer Dynamik in die Fläche vor. In Mannheim mit deutlicher Etablierungstendenz.

Conyza albida

Conyza albida wurde in der Region erstmals von MAZOMEIT (1995, 2005b) in Ludwigshafen nachgewiesen. In Mannheim konnte die Sippe erstmals 2005 beobachtet werden (SONNBERGER 2008), zahlreiche weitere Fundorte sind in den letzten Jahren hinzugekommen (VESSELINOV LALOV 2008, JUNGHANS 2012b). Das vermutlich aus Südamerika stammende *Conyza albida* befindet sich nach BRANDES (2006) als subkosmopolitisches Unkraut der Tropen und der warmgemäßigten Zonen in den letzten Jahrzehnten in deutlicher Ausbreitung in Europa. Da die Pflanzen häufig in der Nähe von Straßenrändern wachsen, scheint die Ein- und Verschleppung wohl vor allem durch den LKW-Fernverkehr gefördert zu werden. *Conyza albida* ist in Mannheim wohl in Einbürgerung begriffen, gleichwohl hielt sich die Pflanze auf acht von zehn in Mannheim beobachteten Wuchsorten nur maximal drei Jahre. Lediglich an zwei Stellen kommt sie seit mehr als drei Jahren vor, wobei an einem der beiden Orte von anfänglich rund 200 Individuen aktuell nur noch ca. 10-15 Pflanzen übrig sind. Aber selbst wenn die Art nur vorübergehend auftritt, können derartige Vorkommen als Diasporenquelle für eine weitere Ausbreitung dienen. Keimungs- und fruchtökologische Vergleiche mit *Conyza canadensis* lassen jedenfalls ein mindestens ebenso großes invasives Potenzial auch für *Conyza albida* erwarten (JUNGHANS 2012b).

Epilobium brachycarpum

Das aus Nordamerika stammende *Epilobium brachycarpum* besiedelt schwerpunktmäßig eher offene Habitate in trockenen Wäldern, in Weideland und in Prärien aber auch Sekundärstandorte an Straßenrändern und auf Ruderalflächen.

Die Ein- und Verschleppung erfolgt wohl überwiegend durch Transport und Einbringung von Baustoffen (Kies, Schotter). In Mannheim wächst *E. brachycarpum* auf recht nährstoff- und kalkarmen Rohböden als Pionierpflanze in meist viele tausend Individuen umfassenden Massenbeständen im Bereich des ehemaligen Autohofs in Neuostheim, Gewerbegebiet „Eastsite“ (VESSELINOV LALOV 2008, JUNGHANS 2012c).

Die Pflanze bleibt auf derartigen Flächen recht niedrig und wird kaum größer als 40-50 Zentimeter, soll aber durchaus bis zu zwei Meter hoch werden können. In Mannheim dürfte die sehr expansive neophytische Sippe bereits eingebürgert sein, eine weitere Ausbreitung in der Region wie auch in Mitteleuropa scheint nur eine Frage der Zeit zu sein.

Epilobium dodonaei

Epilobium dodonaei ist ein bis 1,5 m hoch werdender kräftiger Halbstrauch, dessen zahlreiche Sprosse an der Basis oft verholzen. Die Pflanze ist wohl zumindest etwas wärmebedürftig, was sich auch in den Keimansätzen zeigt, bei denen Keimraten bis 60 % nur in Ansätzen bei mittleren und hohen Temperaturen erreicht wurden (JUNGHANS 2012c). Verbreitungsschwerpunkt der in Mittel- und Südeuropa beheimateten Sippe ist das Alpengebiet. In Baden-Württemberg erreicht sie nordwärts das Oberrheingebiet, breitete sich aber im Zuge des Rheinausbaus bis in die 1970er Jahre stark aus. Dabei besiedelt sie überwiegend sandig-kiesige, trockene und basische Stellen in offenen Pioniergesellschaften auf humusarmen Rohböden in Gewässernähe oder findet sich durch Verschleppung – etwa durch Ausbaggerung von Rheinkies – auch in Kiesgruben und Steinbrüchen. Auf derartige Einschleppungsereignisse sind die in den

letzten Jahren festgestellten Vorkommen in Industriegebieten (z. B. in der südlichen Oberrheinebene) ebenso zurückzuführen wie das Vorkommen in Mannheim. Dieses befindet sich im Gleisschotter einer Bahnbrache auf dem Gelände des noch bis Ende der 1990er Jahre genutzten Containerbahnhofs der DB in Neckarau (siehe auch JUNGHANS 2010a).

Sideritis montana

Das Vorkommen von *Sideritis montana* im Rheinauhafen von Mannheim wurde 2006 entdeckt (JUNGHANS 2007b). Die vermutlich mit dem Schienenverkehr eingeschleppte Sippe kommt hier zusammen mit *Tragus racemosus*, *Eragrostis minor*, *Bromus tectorum*, *Berteroa incana*, *Medicago minima*, *Petrorhagia prolifera* und weiteren Arten im Gleisschotter und sandigen Substrat des neben den Gleisen verlaufenden schmalen Weges und der angrenzenden Gleisränder sowie der Uferböschung vor. Über frühere Verwilderungen der mediterranen Art im Mannheimer Hafengebiet, die über einige Jahre oder Jahrzehnte bestanden, wurde schon früher berichtet (ZIMMERMANN 1907: 110, LUTZ 1910: 371). Nach SEUBERT & KLEIN (1891: 340) galt sie gar als „gut eingebürgert“ („auf trockenen Dämmen im Mannheimer Hafengebiet“), wobei diese Funde aber keinen Eingang in die Florenwerke gefunden haben. Der Neufund und die positive Entwicklung der Population legen nahe, dass die Art im Bereich der Hafenanlagen als eingebürgert gelten kann.

Verbascum chaixii

Die Sippe kommt am Rande der Innenstadt auf der Parkfläche eines Autohändlers vor (Stadtteil Jungbusch, Hafenstraße). Von Anpflanzungen ausgehend hat sich die weißblütige Form (‘Album’) der Sippe im Verlauf von 3 Jahren zunächst in Richtung der geschotterten Fläche des Autohändlers ausgebreitet. Neben den zahlreichen Pflanzen dort gelang auch die Ausbreitung in die dicht bewachsene Böschung des Hafenbeckens, wo einzelne Pflanzen bereits etwa 20 - 30 m von der Anpflanzung entfernt wachsen, dies mit deutlicher Etablierungstendenz. In den meisten Florenwerken fehlt die Sippe noch, verschlüsselt ist sie lediglich im Schmeil-Fitschen (SEYBOLD 2006) (dort gelangt man zu der gelbblütigen *Verbascum chaixii* ssp. *austriacum*). Die *V. nigrum* sehr ähnliche Art wird ferner in Band 5 des Rothmaler (JÄGER et al. 2008) erwähnt, dort fehlt aber der Hinweis auf eine weißblütige Form.

Verbascum speciosum

Seit wenigen Jahren breitet sich *Verbascum speciosum* ausgehend von Anpflanzungen im Bereich der Studentenwohnheime am Rand des Mühlauhafens aus. Sie wächst dort auf ungepflügten Baumscheiben und anderen Ruderalstellen in größtenteils gestörten Rasenflächen. Über Verwilderungen in der Pfalz berichtete LANG (2009).

Weitere seltene Adventivarten auf Ruderal- oder Brachflächen sind z. B. *Echium plantagineum* und *Glaucium corniculatum*, die beide im sandigen Gleisrand im Industriebahnhof vorkommen (JUNGHANS 2008b), wobei letztere Sippe bereits von LUTZ (1885) und ZIMMERMANN (1907: 91) im Mannheimer Hafen gefunden wurden. Nach BUTTLER & HARMS (1998) gilt die Sippe als eingebürgerter Neophyt, in Mannheim scheint sie dagegen wohl überwiegend unbeständig sein.

3.3. Uferbereiche entlang des Rheins

Althaea officinalis

Als seltene Adventivpflanze im Raum Mannheim findet sich *Althaea officinalis* im Bereich der Friesenheimer Insel in der westexponierten Uferböschung des Rheins. Die Sippe konnte hier 2009 erstmals für Mannheim nachgewiesen werden (JUNGHANS 2010a) und kommt auch aktuell noch an der Stelle vor, wobei sie die Mahd der Böschung bislang gut toleriert. Ob sich die Pflanze hier aber auch langfristig etablieren kann, scheint dennoch fraglich, da der Bestand aus zwei Individuen sehr klein ist. Von ZIMMERMANN (1907: 122) wird die Art lediglich für die Pfalz angegeben („Bei Maxdorf und bei der Eiersheimer Mühle. Bei Dürkheim. 1880-1906.“), in den letzten Jahren werden Neufunde vor allem aus dem mittleren Neckarraum (FRITZSCH et al. 2005) mitgeteilt. VESSELINOV LALOV (2008) führt die Art in seiner Übersicht zur Ruderalflora des Rhein-Neckar-Raums als Neufund für Heidelberg auf (MTB 6518, 6617 und 6618), wobei bereits ZIEGLER (2003) auf dort vorkommende Bestände hingewiesen hat.

Amorpha fruticosa

Die Art wird seit rund hundert Jahren in Mannheim angepflanzt (z. B. auch auf dem Müllberg auf der Friesenheimer Insel), worauf schon ZIMMERMANN (1907: 136) hingewiesen hat. Verwilderungen außerhalb von Anpflanzungen und Etablierungstendenzen an naturnahen Standorten blieben dagegen bislang überwiegend unentdeckt oder unberücksichtigt. Erst in den letzten Jahren werden Vorkommen in der Uferböschung des Rheins (z. B. im Bereich der Friesenheimer Insel an mehreren Stellen und am Rheinufer bei der Konrad-Adenauer-Brücke) beobachtet (JUNGHANS 2007b, VESSELINOV LALOV 2008). In ihrem Heimatareal im Südwesten der USA und Mexiko wächst die Art an Uferbereichen von Gewässern sowie an Rändern von Feuchtwäldern, auf derartigen Standorten erfolgte in Süd-, Südost- und Osteuropa bereits eine starke Ausbreitung (ZAVAGNO & D'AURIVA 2001).

Die in Mannheim vorkommenden Pflanzen der Rheinufer sind durch die Mahd der Uferböschungen vielfach abgeschlagen oder abgemäht, stark verzweigt und an der Basis bis ca. 10-15 cm stark. Vermutlich sind sie seit mindestens 10-15 Jahren Bestandteil der Uferflora und wurden aufgrund der nicht immer ganz leicht zugänglichen Uferbereiche in der Vergangenheit wohl vielfach übersehen. Als Standorte dienen zumeist westexponierte Steinböschungen oder Kies-Sandbänke. Da keine Anpflanzungen in der Nähe vorhanden sind, kann man von einer hydrochoren Ausbreitung der Diasporen ausgehen. Jedenfalls zeigen entsprechende Experimente eine gute Schwimmfähigkeit der etwas sichelförmig gebogenen, hellbraunen Hülsen: Die Hülsen bleiben dabei mindestens 6 und maximal 11 Tage schwimmfähig und können so über große Distanzen ausgebreitet werden (JUNGHANS 2010d). Eine lange Keimdauer und recht geringe Keimraten bei gleichzeitig großer Dynamik der Standorte mit wechselnden Wasserständen führen dazu, dass in unmittelbarer Nähe fast nie Keim- und Jungpflanzen gefunden werden können. Zusätzlich kann auch eine vegetative Ausbreitung durch Verdriftung von Sprossstücken stattfinden. Die Bildung räumlich ausgedehnter und dichter Bestände entlang von Gewässern mit entsprechend negativen Folgen für die Artenvielfalt – wie andernorts bereits dokumentiert – ist in der nördlichen Oberrheinebene bislang nicht zu erkennen, zumal die Pflanzen im Bereich der Rheinböschungen regelmäßig abgemäht werden, so dass eine vegetative Ausbreitung durch klonales Wachstum an diesen Standorten gewöhnlich kaum eine Rolle spielt. Aufgrund der guten Schwimmfähigkeit der Diasporen und dem somit begründeten Fernausbreitungspotenzial sollte auf Anpflanzungen in Ufernähe aber verzichtet werden, möglicherweise sollte bei größeren subspontanen Initialbeständen auch über deren Beseitigung nachgedacht werden. Aufgrund geringer Keimraten, der langen Keimdauer und den ökologischen Ansprüchen der Sippe scheint

eine besorgniserregende Bestandsentwicklung von *Amorpha fruticosa* entlang des Rheins und in Auenwäldern allerdings nicht realistisch.

Ficus carica

Nachdem Verwildierungen von *Morus alba* auf Uferböschungen lange bekannt sind (z. B. BREUNIG & DEMUTH 2000b), finden sich in den letzten Jahren in der Region auch häufiger Vorkommen von *Ficus carica* (VESSELINOV LALOV 2008, MAZOMEIT 2008, 2012), wobei das Auftreten der wärmeliebenden Sippe mit dem Klimawandel assoziiert wird. Ein etwa 3 m hohes und reichlich fruchtendes Exemplar findet sich z. B. am Neckarufer in unmittelbarer Wassernähe beim Ruderclub Maruba (Mannheim-Wohlgelegen).

Auf den ökologisch sehr ähnlichen aber deutlich stärker anthropogen beeinflussten Uferböschungen der Hafengebiete kommt im Bereich des Industriehafens seit mindestens 2004 *Solanum carolinense* vor (Finder: U. Amarell). Die aus dem Südosten der USA stammende Ruderalpflanze ist ein gefürchtetes, gegen Herbizide weitgehend unempfindliches Unkraut in Anpflanzungen von Mais und Soja, das mit entsprechenden Transporten mittlerweile weltweit verschleppt wird. Im Mannheimer Industriehafen findet sich die Sippe an mehreren, teils etwas gestörten Stellen in der südostexponierten und trockenwarmen Böschung im Bereich der Hildebrandsmühle. Als wahrscheinlichste Diasporenquelle dürften die Sojaimporte aus Amerika in Frage kommen und auf Verluste beim Entladen der Schiffe zurückgehen. Die Sippe muss wohl als bereits eingebürgert betrachtet werden.

3.4. Sandkiefernwälder und Flugsandgebiete

Leonurus cardiaca ssp. *cardiaca*

Als alte Heilpflanze, deren Nutzung bereits für das 15. Jahrhundert belegt ist, verwilderte *Leonurus cardiaca* ssp. *cardiaca* in früheren Zeiten regelmäßig aus Kloster- und Bauerngärten in die nahe Umgebung. Die Sippe besiedelte vor allem nährstoffreiche, mäßig frische Wegränder oder Ruderalstellen in wärmebegünstigten Lagen im Siedlungsbereich, wo sie als Charakterart von Schwarzneseffuren gilt. Einst typische „Dorfpflanze“ ist sie heute vielfach verschwunden oder sehr selten geworden (Stark gefährdet in Baden-Württemberg, im Oberrheingebiet gefährdet nach BREUNIG & DEMUTH 2000a). Gegen den allgemeinen Trend lässt sich in Mannheim in den letzten Jahren eine leichte Zunahme beobachten. Die Bestände finden sich dabei vor allem in der Umgebung des Industriehafens unweit eines von HEINE (1952) genannten Fundorts bei der Kläranlage (MTB 6416) sowie im Sandgebiet des Käfertaler-Viernheimer Waldes (MTB 6417), wo die Pflanze ebenfalls schon in den 1970er Jahren festgestellt wurde (BUTTLER & STIEGLITZ 1976), so dass man davon ausgehen kann, dass weniger Neueinschleppungen von außerhalb als vielmehr Ausbreitung bzw. Verschleppung aus bereits länger bestehenden Vorkommen für die Zunahme von Fundorten ursächlich sind. Besonders bemerkenswert ist bei den Vorkommen im Bereich der Sandkiefernwälder im Mannheimer Norden (rund um Straßenheim und Mannheim-Vogelstang, z. B. im Bereich des Naturschutzgebiets „Viehwäldchen, Apfelkammer und Neuwäldchen“), dass die Pflanzen hier den Wechsel von siedlungstypischen hin zu leicht gestörten Waldsäumen vollzogen haben – ein Prozess, der bislang mehr oder weniger unbemerkt geblieben ist. Die Pflanze besiedelt hier sowohl leicht gestörte Wegränder von Laubwäldern als auch sandige Ränder von Robinien-Wäldern. Vor allem die teils linienartigen großen Bestände beiderseits der Grenzschnise (Grenze zu Hessen) lassen auf eine Ein- oder Weiterverschleppung

durch waldwegebauliche oder forstliche Maßnahmen schließen, wobei die Pflanzen stellenweise mehrere Meter in den Wald vorgedrungen sind und auch im angrenzenden südhessischen Gebiet bereits weiter verbreitet sein dürften. Neu auftretende Vorkommen im Siedlungsbereich wie z. B. im Hafengebiet, sind nicht selten unbeständig, entsprechend der Dynamik der synanthropen Vegetation.

Als mäßig wärmebedürftige Sippe wird *Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca* von der Klimaerwärmung wohl nur wenig profitieren. Da die Pflanze aber nur auf ausgesprochen nährstoffreichen Standorten vorkommt, ist die Eutrophierung der Landschaft (allgemein weiter zunehmend und kleinräumig auch im Zuge von Holzfällarbeiten oder anderen Maßnahmen) im Zusammenhang mit der anthropogenen Dynamik wohl die Hauptursache für die neuerliche Ausbreitung. Vor allem bezüglich der Verfügbarkeit ausreichend stickstoffreicher Standorte bieten die zahlreichen Robinien-Vorwaldstadien der Sand-Kiefernwälder geradezu ideale Voraussetzungen für (weitere?) Verwilderungen von *Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca*.

Im Gegensatz zur archäophytischen ssp. *cardiaca* scheint sich die als Bienenfutterpflanze eingeschleppte neophytische Unterart *villosus* stellenweise auszubreiten, wie z. B. im benachbarten Hessen (LUDWIG 1987). Während nach MAZOMEIT (2009) *Leonurus cardiaca* ssp. *villosus* im Raum Ludwigshafen-Mannheim aktuell noch nicht beobachtet wurde, nennen sowohl JUNGHANS (2008b) als auch VESSELINOV LALOV (2008) Standorte in Mannheim bzw. im Rhein-Neckar-Gebiet.

Die Vorkommen der Sippe in Mannheim (Stadtteil Gartenstadt, Wald- und Wegränder im Bereich der Karlsternstraße und Waldpforte, siehe JUNGHANS 2008b) bestehen seit mindestens 2003, wobei bislang keine Ausbreitungstendenzen beobachtet werden konnten. Da die Wegränder im Bereich der Fundorte aber immer wieder einmal gemäht werden, schwanken die Bestandsgrößen von Jahr zu Jahr beträchtlich. Dennoch scheint die neophytische Sippe hier bereits etabliert zu sein (JUNGHANS 2013b).

Melica transsilvanica

Abschließend soll noch auf die bemerkenswerte Ausbreitung von *Melica transsilvanica* eingegangen werden. Zwar ist *Melica transsilvanica* als indigene Art nicht im engeren Sinne ein Objekt der Adventivfloristik, jedoch wurde die Sippe bis vor wenigen Jahren nie im Raum Mannheim nachgewiesen und einige der Fundorte weisen deutlich auf eine Einschleppung hin. Zudem scheint sich die Sippe ähnlich wie *Leonurus cardiaca* ssp. *cardiaca* im Bereich der Sandkiefernwälder, wo sie seit etwa 2006 beobachtet wird, auch auf naturnahen Flächen zu etablieren (JUNGHANS 2012e). Der größte Bestand der Art befindet sich auf dem Parkplatz der Firma Alstom (Mannheim-Käfertal), wo mehr als 100 Horste außerhalb von Anpflanzungen auf teils vollsonnigen Stellen im sandigen Schotter der Parkflächen, teils entlang der Gebäude im Halbschatten von Götterbaum-Gebüsch wachsen. Vom Parkplatz ausgehend erfolgt auch eine weitere Ausbreitung in Wegritzen entlang der angrenzenden Straße, wo mittlerweile einige Pflanzen in etwa 30 m Entfernung zum Parkplatz wachsen. Von hier aus könnte die Ausbreitung durch eine anthropogen bedingte bzw. zumindest geförderte Ein- und Verschleppung in die vor allem an Wochenenden stark frequentierten Waldgebiete ausgegangen sein. Da die Firma über einen nahe gelegenen Gleisanschluss verfügt und das Firmengelände unweit der Bahnstrecke Mannheim-Frankfurt liegt, könnte eine Einschleppung von Hessen aus erfolgt sein, wo seit einigen Jahren bereits Vorkommen an Bahnstrecken oder größeren Parkflächen beobachtet werden (siehe Literaturangaben in JUNGHANS 2012e), so dass die neuerliche Fernausbreitung wohl überwiegend mittels Bahn und durch den Straßenverkehr erfolgt. Im Nahbereich erfolgt eine Ausbreitung mit dem Wind, da die langhaarigen Deckspelzen als Flugorgane fungieren können. Auch eine Anhaftung an Wildschweinen oder den allgegenwärtigen Hunden (epizoochore Ausbreitung) könnte zur weiteren Ausbreitung beitragen, vielleicht haben auch die in früheren Jahren intensiven militäri-

schen Übungen der US-Armee im Bereich des Käfertaler Waldes ihren Teil beigetragen. Im Bereich der Kiefernwälder scheint der Sippe nicht nur die Einbürgerung auf recht naturnahen Flächen zu gelingen, dabei vollzieht sich offensichtlich auch noch ein Habitatwechsel von überwiegend offenen, gräserdominierten und meist vollsonnigen Standorten hin zu lichten Wäldern und Waldsäumen mit zumindest zeitweise erfolgreicher Beschattung. Als Halblichtpflanze (L7) scheint die Sippe hierfür gute Voraussetzungen mitzubringen, wichtiger ist wohl das Vorhandensein von mageren und recht nährstoffarmen (Sand-)Böden. Auf derartigen Standorten dürfte mit einer weiteren Ausbreitung zu rechnen sein.

4. Ausblick

Auf einige der in der (adventiv)floristischen Forschung der letzten Jahre diskutierten Aspekte, vor allem im Zusammenhang mit dem Klimawandel, soll im Bezug auf die vorgenannten Arten, deren Ausbreitungstendenzen sowie auf weitere Veränderungen der Mannheimer Flora abschließend kurz eingegangen werden. Das neue Auftreten neophytischer, wärmeliebender oder immergrüner (bzw. laurophyller) Pflanzen und die teilweise große Ausbreitungsdynamik mancher Arten wird in den letzten Jahren vor allem im Hinblick auf die mit dem Klimawandel einhergehende Erwärmung diskutiert (z. B. KLÖTZLI et al. 1996, DIERSCHKE 2005, BERGER et al. 2007). Auch wenn der Zusammenhang zwischen den beobachteten Auswirkungen und der Klimaerwärmung meist nicht im Detail untersucht wird, werden Arten wie z. B. *Ambrosia artemisiifolia* als „Klimawanderer“ bezeichnet. Als Begründung heisst es, „die Ambrosia-Pflanze breitet sich aufgrund veränderter klimatischer Bedingungen immer weiter nach Norden aus“ (ANONYMUS 2009). Auch das Vorkommen einiger Kiwipflanzen im Schwarzwald wird als Indiz dafür gedeutet, dass „die Artenzusammensetzung der Wälder einem Wandel durch die Einwanderung adventiver Gehölzarten unterliegt“ (RADKOWITSCH 2007) oder die rasante Ausbreitung von *Mabonia aquifolium* als Indikator für den Klimawandel gewertet (HIMMLER 2008). Dabei sind Neophyten nach BRANDES (2005) letztlich überwiegend als „Bioindikatoren für Störungen und Missmanagement“ zu sehen, was sich auch am Beispiel von *Mabonia aquifolium* in Mannheim zeigen lässt (JUNGHANS 2010c, e, siehe Abb. 1): Bei der Auswertung von 45 Vegetationsaufnahmen zeigte sich, dass die Deckungsgrade in exponentieller Weise mit dem Störungsgrad korrelieren. Hierbei wurden möglicherweise angepflanzte Bestände ebenso als Störung bewertet wie das Vorhandensein von Rückegassen, Spuren von Holzeinschlag oder Befahren, der Wühltätigkeit von Wildschweinen etc. und je nach Umfang als kaum (1) bis stark (5) gestört eingestuft. Danach gehören Weg- und Waldränder zu den am stärksten gestörten Flächen mit entsprechend großem Vorkommen (Deckungsgrade von >80 %). Diese gründen sicher z. T. auf Anpflanzung (und nachfolgende vegetative Ausbreitung) oder Ein- und Verschleppung sowie Schaffung offener konkurrenzfreier Standorte durch wald- und waldwegebauliche Maßnahmen der Forstverwaltung etc. Hinzu kommen Diasporeneinträge und nachfolgende Verwilderungen durch Gärten oder sonstige Anpflanzungen entlang siedlungsnaher Waldränder. Generell nehmen die Deckungsgrade von *Mabonia aquifolium* mit zunehmender Entfernung von Waldwegen und Siedlungsrändern ab. Aufgrund der Beeinträchtigungen durch Holzeinschlag und Wildschweine werden aber auch in Entfernungen von 30-40 m zu den nächstgelegenen Wegen immer wieder offene Stellen geschaffen, auf denen Deckungsgrade von 25-40 % erreicht werden können. Auf wenig bis kaum gestörten Waldflächen sinken die Deckungsgrade unter 5 %, wobei auf siedlungsnahen Flugsand- und Binnendünenbereichen aber bereits bis zu 10 % der Flächen mit *Mabonia aquifolium* bedeckt sein können.

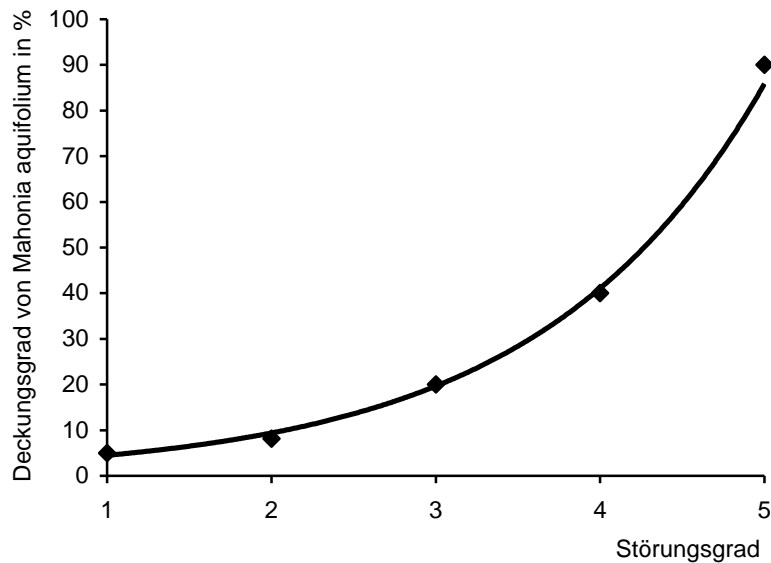


Abb. 1: Durchschnittliche Deckungsgrade von *Mahonia aquifolium* auf unterschiedlich stark gestörten Flächen (ausgewertet wurden 45 Vegetationsaufnahmen zwischen 2007 und 2009). 1: nicht bis kaum gestört, 5: sehr stark gestört.

Auch die negativen Folgen invasiver Neophyten für die Artenvielfalt müssen kritisch hinterfragt werden, handelt es sich doch zumeist nicht um ein spezifisches Neophytenproblem, sondern darum, ob entsprechende Arten unter geeigneten Bedingungen sehr rasch Dominanzbestände bilden können, was sowohl auf einheimische wie nichteinheimische Pflanzen zutreffen kann (HEJDA et al. 2009, JUNGHANS 2010e, f).

Wo Einbürgerungstendenzen florenfremder Arten eingehend untersucht wurden, wird der große anthropogene Beitrag bei der Begründung und Förderung derartiger Vorkommen herausgestellt (z. B. KASPEREK 2003, ADOLPHI & BÖCKER 2005, GAUSMANN et al. 2006, FUCHS et al. 2007). Doch auch wenn die zahlreichen, Flora und Vegetation erheblich beeinflussenden Faktoren genannt werden, bleibt letztlich nicht selten die Herausstellung des Klimawandels als alleinige Ursache. So schreibt z. B. HETZEL (2011) richtig, „letztendlich erscheint eine multikausale Begründung für das Phänomen „Klimawandel und Ausbreitung wärmeliebender Arten“ am wahrscheinlichsten“ und weist darauf hin, dass berücksichtigt werden muss, „in wie fern weitere Parameter für die Ausbreitung verantwortlich sind. Neben anderen Aspekten erscheint insbesondere eine vermehrte Anpflanzung und das dadurch entstehende Potenzial für Verwilderungen ein wichtiger Erklärungsansatz zu sein“. Dennoch kommt er (ohne dies zu begründen) kurz vorher zu dem Schluss, dass „die Klimaerwärmung ohne Zweifel für die spontane Ausbreitung wärmeliebender Gehölzsippen in urbanen und peri-urbanen Stadtwäldern und damit für eine Verschiebung im Artenspektrum der städtischen Gehölzflora verantwortlich zeichnet“.

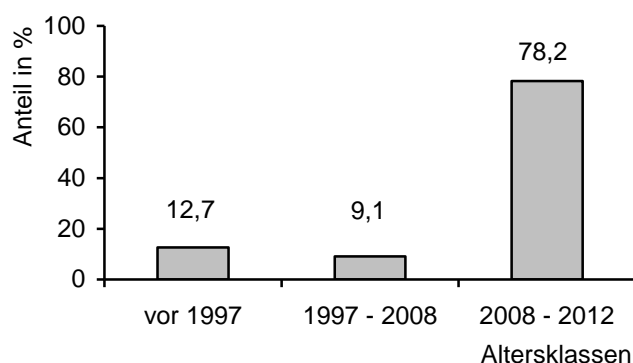


Abb. 2: Anteil subspontan vorkommender Individuen von *Juglans regia* in verschiedenen Altersklassen.

Auch wenn die in den letzten Jahren festgestellten Ausbreitungstendenzen zahlreicher wärmeliebender Sippen im Raum Mannheim wie *Polycarpon tetraphyllum*, *Crepis setosa*, *Chondrilla juncea*, *Himantoglossum hircinum* etc. (MAZOMEIT 2002, JUNGHANS 2007a,b, 2008b, 2011e, 2012a, HIMMLER 2008, SONNBERGER et al. 2008) offensichtlich im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung zu sehen sind, wird ein direkter Nachweis kaum möglich sein.

Gerade bezüglich der Ursachen für die Ausbreitung wärmeliebender Arten besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. So zeigen etwa eigene Untersuchungen von subspontanen Vorkommen von *Juglans regia* im Raum Mannheim, dass die explosionsartige Ausbreitung und das massenhafte Vorkommen verwilderter Pflanzen (nach ADOLPHI als „Juglandisierung“ bezeichnet), auch hier ein relativ neuartiges Phänomen ist (siehe Abb. 2): Bei der großen Mehrzahl der subspontanen Pflanzen (78,2 %) handelt es sich um 1-1,5(-2) m große Individuen, die wohl nicht älter als 5 Jahre sind (Keimung zwischen 2008 und 2012), 9,1 % sind bis 4 m hohe Individuen mit einem Stammdurchmesser von etwa 6-10 cm (geschätztes Alter: 6-15 Jahre) und 12,7 % der Pflanzen sind wohl älter als 15 Jahre (mehr als 4 m hoch und mehr als 10 cm Stammdurchmesser). Ein direkter Zusammenhang mit dem Klimawandel erscheint dennoch nicht sehr wahrscheinlich, bietet doch die Klimagunst des Oberrheingebietes der wärmebedürftigen Walsnuss ohnehin gute Bedingungen. Wie die genaue Analyse der Standorte außerdem zeigt, kommen gut 85 % der Pflanzen in mehr oder weniger unmittelbarer Nähe ($\leq 10-15$ m) von tatsächlichen oder potenziellen Diasporenquellen (Anpflanzungen, Gärten, Gebäude mit nicht einsehbarem Gartenanteil o. ä.) vor (Abb. 3).

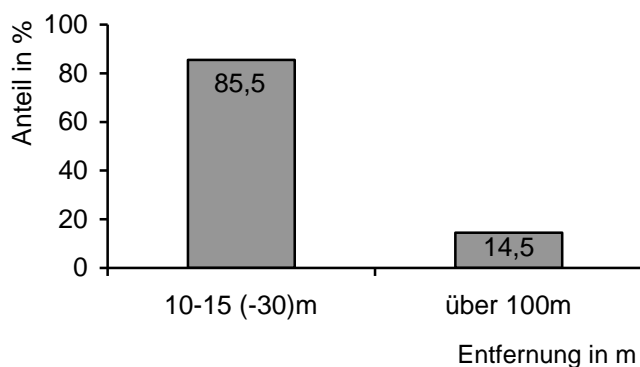


Abb. 3: Entfernung von Anpflanzungen oder anderen Diasporenquellen.

Verwilderungen im Nahbereich entsprechender Quellen erfolgen dabei quasi zwangsläufig und sind wenig überraschend. Die meisten der 14,5 % Vorkommen, bei denen keine Quellen in der Nähe festgestellt werden konnten (> 100 m Distanz), befinden sich in den Uferböschungen von Rhein und Neckar – Früchte der Walnuss finden sich in Spülsäumen von Kiesbänken am Rhein in allen Jahren und zu fast allen Jahreszeiten häufig – und nur selten auf Brachflächen außerhalb des Siedlungsbereichs, wohin die Pflanzen wahrscheinlich durch Gartenabfälle eingetragen wurden.

Eine monokausale Betrachtungsweise unter ausschließlicher Berücksichtigung klimatischer Aspekte scheint somit nicht hinreichend um das Phänomen zu erklären. Hierfür muss man auch und gerade den enormen direkten und indirekten anthropogenen Einfluss bedenken, der sich in zahlreichen Aktivitäten niederschlägt (Bauarbeiten, Mahd und sonstige Pflegemaßnahmen, Entsorgung von Gartenabfällen, Anpflanzungen auf öffentlichen wie privaten Flächen, Verkehr, Straßenreinigung, Verkehrssicherung, Eutrophierung, Intensivlandwirtschaft etc.; siehe z. B. SUKOPP & WURZEL 2003). Selbst in Arbeiten, die weit reichende Folgen des Klimawandels beschreiben oder prognostizieren, wie etwa den beginnenden Biomwandel im insubrischen Florengebiet (KLÖTZLI et al. 1996), wird darauf hingewiesen, dass bestimmte Untersuchungen noch ausstehen, etwa zur „Prüfung der Abhängigkeit der Auswilderung von der Distanz von Agglomerationen oder Gärten“. Außerdem sprechen auch die neuerlichen Ausbreitungstendenzen von nicht sehr wärmebedürftigen aber nährstoffliebenden Arten wie *Leonurus cardiaca* ssp. *cardiaca* oder *Anthriscus caucalis* dafür, dass Faktoren wie die fortgesetzte Eutrophierung von Lebensräumen ebenfalls eine große Rolle spielen (z. B. JUNGHANS 2010a, 2013b).

Literatur

- ADOLPHI, K. & BÖCKER, R. (2005): Über Spontanvorkommen von *Lonicera henryi* (Caprifoliaceae) mit kurzen Anmerkungen über weitere neophytische Schling- und Klettergewächse. – Flor. Rundbr. 39: 7–16.
- ANONYMUS (2009): Erfolgreiche Wirkstoffsuche gegen *Ambrosia*-Pflanzen – Eindringlingen auf der Spur. – Research – das Bayer-Forschungsmagazin 21: 50–51.
- AMARELL, U. (2010): Bemerkenswerte Neophytenfunde aus Baden-Württemberg und Nachbargebieten (2004–2008). – Ber. Botan. Arbeitsgemeinschaft Südwestdeutschland 6: 3–21.
- BERGER, S., SÖHLKE, G., WALTHER, G.-R. & POTT, R. (2007): Bioclimatic limits and range shifts of cold-hardy evergreen broad-leaved species at their northern distributional limit in Europe. – Phytocoenologia 37 (3–4): 523–539.
- BRANDES, D. (2005): Neophyten und Biodiversität. – Abhandlungen der BWG 54: 25–37.
- BRANDES, D. (2006): *Conyza sumatrensis* (Retz) E. Walker – neu für Norddeutschland. – Elektronische Publikation (URL: <http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00017058>).
- BREUNIG, TH. & DEMUTH, S. (2000a): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Baden-Württembergs. – Karlsruhe: 161 pp.
- BREUNIG, TH. & DEMUTH, S. (2000b): Naturführer Mannheim. – Ubstadt-Weiher: 132 pp.
- BUTTLER, K. P. & HARMS, K. H. (1998): Florenliste von Baden-Württemberg. – Karlsruhe: 486 pp.
- BUTTLER, K. P. & STIEGLITZ, W. (1976): Floristische Untersuchungen im Messtischblatt 6417 (Mannheim-Nordost). – Beitr. naturk. Forsch. Südwestd. 35: 9–51.

- DIERSCHKE, H. (2005): Laurophyllisation – auch eine Erscheinung im nördlichen Mitteleuropa? Zur aktuellen Ausbreitung von *Hedera helix* in sommergrünen Laubwäldern. – Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 17: 151–168.
- FRITZSCH, K., WÖRZ, A., ENGELHARDT, M., HÖLZER, A. & THIV, M. (2005): Aktuelle Verbreitungskarten der Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs (FaBlüBaWü). – URL: <http://www.naturkundemuseum-bw.de/stuttgart/projekte/flora>.
- FRÜHAUF, S. & RAEHSE, S. (2006): Die Steinbrech-Felsennelke (*Petrorhagia saxifraga* (L.) LINK 1831) im Stadtgebiet von Kassel. – Flor. Rundbriefe 40: 105–109.
- FUCHS, R., ADOLPHI, K., SUMSER, H., KORDGES, TH. & GAUSMANN, P. (2007): Verwilderte Vorkommen von *Rodgersia aesculifolia* Batalin und *Rodgersia podophylla* A. Gray (Saxifragaceae) in Nordrhein-Westfalen. – Flor. Rundbr. 41: 7–14.
- GAUSMANN, P., KEIL, P. & LOOS, G.H. (2006): Einbürgerungstendenzen der Zerr-Eiche (*Quercus cerris* L.) in urban-industriellen Vorwäldern des Ruhrgebiets. – Flor. Rundbr. 40: 31–39.
- HAEUPLER, H. & MUER, T. (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen. – Ulmer, Stuttgart: 759 pp.
- HANSON, C.G. & MASON, J.L. (1985): Bird seed aliens in Britain. – Watsonia 15: 237–252.
- HEINE, H. (1952): Beiträge zur Kenntnis der Ruderal- und Adventivflora von Mannheim, Ludwigshafen und Umgebung. – Jahresber. Ver. Naturk. Mannheim 117/118: 85–132.
- HEJDA, M., PYŠEK, P. & JAROŠIK, V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. – Journal of Ecology 97: 393–403.
- HETZEL, I. (2011): Ausbreitung nicht-einheimischer Zier- und Nutzgehölze in urbanen Wäldern im Ruhrgebiet – eine Auswirkung des Klimawandels? – Conturec 4: 101–112.
- HIMMLER, H. (2008): Indikatoren für den Klimawandel in der Flora der Pfalz. – Pollichia-Kurier 24 (2): 12–18.
- HÜGIN, G., MAZOMEIT, J. & WOLFF, P. (1995): *Geranium purpureum* – ein weit verbreiteter Neophyt auf Eisenbahnschotter in Südwestdeutschland. – Flor. Rundbr. 29 (1): 37–41.
- JÄGER, E., EBEL, F., HANELT, P. & MÜLLER, G. K. (2008): Exkursionsflora von Deutschland. Band 5. Springer, Heidelberg: 880 pp.
- JUNGHANS, TH. (2001): Mauerfugen als Lebensraum für Farn- und Blütenpflanzen – Grundlagen zum Schutz der Mauervegetation im Raum Mannheim-Heidelberg. – Diplomarbeit (unveröffentlicht), Universität Koblenz-Landau: 131 pp.
- JUNGHANS, TH. (2003a): Landschaftswandel und Naturschutz am Beispiel von Mannheim-Neckarau. – Badische Heimat 83(3): 516–520.
- JUNGHANS, TH. (2003b): Mannheimer Mauern als Lebensräume für Pflanzen. – Badische Heimat 83(3): 521–526.
- JUNGHANS, TH. (2005a): Zur Kormophytendiversität der Mauern im Raum Mannheim-Heidelberg (Baden-Württemberg). – 15 pp.
URL: <http://www.ruderal-vegetation.de/epub/kormophytendiv.pdf>
- JUNGHANS, TH. (2005b): Die häufigsten Pflanzenarten der Hauptbahnhöfe von Mannheim und Heidelberg (Baden-Württemberg). – 26 pp.
URL: http://www.ruderal-vegetation.de/epub/bahnhof_mannheim.pdf

-
- JUNGHANS, TH. (2005c): *Cucubalus baccifer* L. in der Nördlichen Oberrhein-Niederung: Ein bemerkenswerter Neufund in Mannheim. – Flor. Rundbr. 39: 51–56.
- JUNGHANS, TH. (2006): Wiederfund von *Ornithogalum brevistylum* Wolfner in Mannheim. – Flor. Rundbr. 40: 101–104.
- JUNGHANS, TH. (2007a): Urban-industrielle Flächen als „Hotspots“ der Blütenpflanzen-Vielfalt am Beispiel der Bahn- und Hafenanlagen von Mannheim (Baden-Württemberg). – Conturec 2: 87–94.
- JUNGHANS, TH. (2007b): Zu den Vorkommen einiger bemerkenswerter Neophyten in Mannheim (Baden-Württemberg). – Flor. Rundbr. 41: 51–57.
- JUNGHANS, TH. (2008a): Zur Flora der Hauptbahnhöfe von Mannheim und Heidelberg (Baden-Württemberg). – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 325–344.
- JUNGHANS, TH. (2008b): Neufunde – Bestätigungen – Verluste Nr. 581-591. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 5: 139–141.
- JUNGHANS, TH. (2009a): „Neubürger“ der Uferflora am Unteren Neckar – Neophyten zwischen Heidelberg und Mannheim. – Unser Land: 231–233.
- JUNGHANS, TH. (2009b): Zum Vorkommen des Zwerg-Sonnenröschens (*Fumana procumbens* (Dunal) Gren. & Godr. 1847) in der nördlichen Oberrheinebene unter besonderer Berücksichtigung eines Neufundes in Mannheim. – Florist. Rundbriefe 43: 8-16.
- JUNGHANS, TH. (2010a): Neufunde – Bestätigungen – Verluste Nr. 709-724. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 6: 102–104.
- JUNGHANS, TH. (2010b): Flucht aus dem Garten – Verwilderungen von Zierpflanzen in der Kurpfalz. – Unser Land: 205–208.
- JUNGHANS, TH. (2010c): Sind invasive Neophyten geeignete Indikatoren für den Klimawandel? – Pollichia-Kurier 26 (2): 6–8.
- JUNGHANS, TH. (2010d): Der Bleibusch (*Amorpha fruticosa*) als Neophyt in der Ufervegetation des Rheins. – Pollichia-Kurier 26 (4): 11–14.
- JUNGHANS, TH. (2010e): Neophytenfluren statt Orchideenwiesen? Kurze Anmerkungen zu einigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Pflanzenwelt. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 21 (1): 15–26.
- JUNGHANS, TH. (2010f): Impact of invasive neophytes on species richness – a comparative approach. – Florist. Rundbr. 44: 92–101.
- JUNGHANS, TH. (2011a): Standortökologische Aspekte der neophytischen Goldruten *Solidago canadensis* und *S. gigantea* im Raum Mannheim. – Pollichia-Kurier 27 (1): 8–10.
- JUNGHANS, TH. (2011b): Zur Rolle des Klimawandels bei der Ausbreitung florenfremder Allergiepflanzen – Einige Anmerkungen zur aktuellen Situation von *Ambrosia artemisiifolia* und *Parietaria judaica* im Raum Mannheim. – Pollichia-Kurier 27 (2): 20–23.
- JUNGHANS, TH. (2011c): Die Gelbe Klette (*Amsinckia calycina* (Moris) Chater 1971) in Mannheim – ein Neophyt mit Etablierungstendenz? – Pollichia-Kurier 27 (3): 21–23.
- JUNGHANS, TH. (2011d): Invasion oder Klimawandel? Mögliche Ursachen neophytischer Massenvorkommen am Beispiel der Mannheimer Flora. – Pollichia-Kurier 27 (4): 24–27.
- JUNGHANS, TH. (2011e): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Mannheimer Flora unter besonderer Berücksichtigung populationsbiologischer Aspekte. – Conturec: 119–125.

- JUNGHANS, TH. (2012a): Die Bocks-Riemenzunge. Eine seltene einheimische Orchidee in der Kurpfalz. – Unser Land: 263–265.
- JUNGHANS, TH. (2012b): Das Weiße Berufkraut (*Conyza alba*) in der Ruderalvegetation im Raum Mannheim: Keimungsbiologische, blüten- und fruchtökologische Aspekte im Vergleich mit *Conyza canadensis*. – Pollichia-Kurier 28 (1): 21–24.
- JUNGHANS, TH. (2012c): *Epilobium brachycarpum* und *E. dodonaei*: Zwei noch wenig bekannte Weidenröschen-Arten der Mannheimer Flora. – Pollichia-Kurier 28 (2): 8–10.
- JUNGHANS, TH. (2012d): Einige Anmerkungen zum Vorkommen des Taubenkropfes (*Cucubalus baccifer*) in Mannheim aus Sicht des Naturschutzes. – Pollichia-Kurier 28 (3): 16–18.
- JUNGHANS, TH. (2012e): Das Siebenbürger Wimper-Perlgras (*Melica transsilvanica*) in Mannheim: Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungsdynamik. – Pollichia-Kurier 28 (4): 9–11.
- JUNGHANS, TH. (2013a): Efeu-Würger und Hanftod – Sommerwurz-Arten im Raum Mannheim-Heidelberg. – Unser Land: 249–252.
- JUNGHANS, TH. (2013b): Zur Verbreitung des Gewöhnlichen Echten und Zottigen Echten Herzgespanns (*Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca* und subsp. *villosus*) in Mannheim. – Pollichia-Kurier 29(1): 13–16
- JUNGHANS, TH. & FISCHER, E. (2005): Sekundärstandorte für Kormophyten im Siedlungsbe- reich am Beispiel der Mauern im Raum Mannheim-Heidelberg (Baden-Württemberg). – Conturec: 35–52.
- KASPEREK, G. (2003): Kiwifruit (*Actinidia deliciosa* Liang & Ferguson) occurring in the wild in western Germany. – Flor. Rundbr. 37: 11–18.
- KLÖTZLI, F., WALTHER, G.-R., CARRARO, G. & GRUNDMANN, A. (1996): Anlaufender Biom- wandel in Insubrien. – Ver. Ges. Ökologie 26: 537–550.
- LANG, W. (2009): Die Pracht-Königskerze (*Verbascum speciosum* SCHRAD.) – Neubürger der rheinland-pfälzischen Flora. – Mitt. Pollichia 94: 87–90.
- LUDWIG, W. (1987): Über die „Dorfpflanze“ *Leonurus cardiaca* L. s. lat. (Lamiaceae) und ihre Vorkommen in Hessen. – Jahresber. d. wetterauischen Ges. f. d. gesamte Naturkde. 138-139: 17–29.
- LUTZ, F. (1885): Die Mühlau bei Mannheim als Standort seltener Pflanzen. – Mitt. Bot. Ver. Kreis Freiburg 19: 164–168.
- LUTZ, F. (1889): Ergänzende Beiträge zu unserer einheimischen Flora. – Mitt. Bad. Bot. Ver- eins. 65: 117–121.
- LUTZ, F. (1910): Zur Mannheimer Adventivflora seit ihrem ersten Auftreten bis jetzt. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. 247/248: 365–376.
- MAZOMEIT, J. (1991): *Senecio inaequidens* DC. – nun auch in Baden, im Saarland und in der Pfalz. – Flor. Rundbr. 25 (1): 37–39.
- MAZOMEIT, J. (1995): Zur Adventivflora (seit 1850) von Ludwigshafen am Rhein – mit beson- derer Berücksichtigung der Einbürgerungsgeschichte der Neophyten. – Mitt. Pollichia 82: 157–246.
- MAZOMEIT, J. (2002): Zum Status und zur Ausbreitung von *Polycarpon tetraphyllum* L. (L.) in Mitteleuropa. – Flor. Rundbr. 36 (1/2): 15–24.
- MAZOMEIT, J. (2005a): Zur Einbürgerung von *Amaranthus deflexus* in Mitteleuropa. – Flor. Rundbr. 39: 57–64.

-
- MAZOMEIT, J. (2005b): Erste Nachträge zur „Adventivflora von Ludwigshafen am Rhein“ – Mitt. Pollichia 91: 111–120.
- MAZOMEIT, J. (2008): Verwilderungen des Feigenbaums (*Ficus carica*) in der Kurpfalz. – Pollichia-Kurier 24 (2): 18–20.
- MAZOMEIT, J. (2009): Pflanzenraritäten am Oberrhein. Beispiele aus Ludwigshafen und Mannheim. – Pollichia Sonderveröffentlichung Nr. 15: 158 pp., Neustadt/Weinstraße.
- MAZOMEIT, J. (2012): Verwilderte Feigen am Oberrhein. – Pollichia-Kurier 28 (4): 11–12.
- NEFF, C. (1998): Neophyten in Mannheim – Beobachtungen zu vegetationsdynamischen Prozessen in einer Stadtlandschaft. – Mannheimer Geographische Arbeiten 46: 65–110.
- NOWACK, R. (1987): Verwilderungen des Blauglockenbaums (*Paulownia tomentosa* (THUNB.) STEUD.) im Rhein-Neckar-Gebiet. – Flor. Rundbr. 21(1): 25–32.
- PHILIPPI, G. (1971a): Beiträge zur Flora der nordbadischen Rheinebene und der angrenzenden Gebiete. – Beitr. naturk. Forschung SüdWdtl. 30 (1): 9–47.
- PHILIPPI, G. (1971b): Zur Kenntnis einiger Ruderalgesellschaften der nordbadischen Flugsandgebiete um Mannheim und Schwetzingen. – Beitr. naturk. Forschung SüdWdtl. 30 (2): 113–131.
- RADKOWITSCH, A. (2007): Die Kiwi (*Actinidia deliciosa*) – Eine neue Adventivpflanze im Nordschwarzwald. – Flor. Rundbr. 41: 47–50.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (Ed.) (1990-1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 1–4. – Ulmer, Stuttgart.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S., PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (1996-1998): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 5–8. – Ulmer, Stuttgart.
- SEUBERT, M. & KLEIN, L. (1891): Exkursionsflora für das Grossherzogtum Baden. (5. Aufl.). Ulmer, Stuttgart: 434 pp.
- SEYBOLD, S. (2011): Schmeil-Fitschen: Flora von Deutschland und angrenzender Länder. – 95., korrig. u. erw. Auflage. Quelle & Meyer, Wiebelsheim: 928 pp.
- SONNBERGER, M. (2008): Neufunde – Bestätigungen – Verluste Nr. 593-615. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 5: 141–146.
- SONNBERGER, M., LALOV, S.V. & ZIEGLER, S. (2008): Borsten-Pippau (*Crepis setosa*) und Nagelkraut (*Polycarpon tetraphyllum*), zwei seltene Arten in der Kurpfalz in Ausbreitung. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 5: 124–127.
- SUKOPP, H. & WURZEL, A. (2003): The Effects of Climate Change on the Vegetation of Central European Cities. – Urban habitats 1 (1): 66–86.
- THELLUNG, A. & ZIMMERMANN, F. (1916): Neues aus der Flora der Pfalz. – Repert. spec. nov. 14 (1): 369–378.
- VESSELINOV LALOV, S. (2008): Neues zur Ruderalflora des Rhein-Neckar-Raums. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 5: 53–85.
- WINTERHOFF, W. & HAAR, W. (2002): Einige bemerkenswerte Pflanzenfunde im nördlichen Baden-Württemberg. – Carolina 60: 83–89.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 pp.

- ZAVAGNO, F. & D`AURIVA, G. (2001): Synecology and dynamics of *Amorpha fruticosa* communities in Po plain, Italy. – In: BRUNDU, G., BROCK, J., CAMARDA, I., CHILD, L. & WADE, M. (eds.): Plant invasions. Species ecology and ecosystem management. – Backhuys Publishers, Leiden: 175–182.
- ZIEGLER, S. (2003): Neufunde – Bestätigungen – Verluste Nr. 235-242. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland 2: 145–146.
- ZIMMERMANN, F. (1907): Die Adventiv- und Ruderalflora von Mannheim, Ludwigshafen und der Pfalz nebst den selteneren einheimischen Blütenpflanzen und den Gefäßkryptogamen. – Mannheim: 171 pp.
- ZIMMERMANN, F. (1914): Neue Adventivpflanzen der Badischen Pfalz. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. u. Natursch. 294: 341–343.
- ZIMMERMANN, F. (1925): Neues aus der Flora von Mannheim. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. u. Natursch. NF 1: 133–135.

Autor:

Dipl.-Biol., Dipl.-Umweltwiss.
Thomas Junghans
Rotdornweg 47
D-33178 Borcheln
E-mail: tjunghans@t-online.de



Abb. 4: *Althaea officinalis* in der Uferböschung des Rheins auf der Friesenheimer Insel.



Abb. 5: *Amaranthus deflexus* in Wegritzen entlang von Häuserwänden in der Mannheimer Innenstadt.



Abb. 6: In der Uferböschung des Rheins finden sich an mehreren Stellen Pflanzen von *Amorpha fruticosa*.



Abb. 7: *Amsinckia calycina* auf einer Ruderalstelle im Bereich von Gleisrändern.



Abb. 8: An mindestens zwei Fundorten in Mannheim (hier in MA-Neuostheim) hat sich *Arum italicum* eingebürgert.



Abb. 9: Auf Brachflächen wie hier am Frachtpostzentrum auf der Friesenheimer Insel entfaltet *Caryopteris clandonensis* eine beachtliche Dynamik.



Abb.10: Zu den wärmeliebenden Arten mit deutlicher Ausbreitungstendenz gehört seit einigen Jahren auch *Chondrilla juncea*.



Abb. 11: Ein großer Bestand von *Epilobium dodonaei* befindet sich seit einigen Jahren auf einer Bahnbrache in Mannheim-Neckarau.



Abb. 12: *Koeleria paniculata* an einem ruderalen Straßenrand.



Abb. 13: *Leonurus cardiaca* ssp. *cardiaca* breitet sich seit einigen Jahren in Mannheim weiter aus.



Abb. 14: *Leonurus cardiaca* ssp. *villosus* kommt an mindestens zwei Stellen in Mannheim vor und zeigt bislang noch keine Ausbreitungstendenzen.



Abb. 15: Auf einem großen Firmenparkplatz in Mannheim-Käfertal befindet sich das flächenmäßig größte Vorkommen von *Melica transsilvanica* in Mannheim.



Abb. 16: *Mirabilis jalapa* tritt noch überwiegend unbeständig meist in unmittelbarer Nähe zu Anpflanzungen auf.



Abb. 17: *Pennisetum* spec. an einem Straßenrand in Mannheim-Käfertal.



Abb. 18: An mindestens zwei Fundorten in der Mannheimer Innenstadt befinden sich Vorkommen von *Petrorhagia saxifraga*.



Abb. 19: Seit mehreren Jahren befindet sich ein Vorkommen von *Sideritis montana* im Bereich der Gleisränder sowie der oberen Böschung im Rheinauhafen.



Abb. 20: Seit mindestens 2004 ist *Solanum carolinense* fester Bestandteil der Böschungen im Mannheimer Industriehafen.



Abb. 21: *Verbascum chaixii* in der Böschung des Mühlauhafens



Abb. 22: *Verbascum speciosum* verwildert auf Ruderflächen im Mühlauhafen.



Abb. 23: Im Straßenraum bei den Studentenwohnheimen im Hafen in Mannheim-Jungbusch finden sich zahlreiche Individuen von *Verbena bonariensis*.

Analyse der „Flora von Sachsen“ unter besonderer Berücksichtigung der Neophyten

Peter Gutte

Zusammenfassung

Im Jahre 2012 (doch ausgewiesen für 2013) erschien die völlige Neubearbeitung des Wünsche/Schorler: „Die Pflanzen Sachsens“ (Hrsg. FLÖßNER et al. 1956) unter den neuen Namen „Die Flora Sachsens und der angrenzenden Gebiete“ (Hrsg. GUTTE et al. 2013). Dieses Buch ist ein Gemeinschaftswerk mehrerer (meist) sächsischer Botaniker und enthält das gegenwärtige Wissen über die Verbreitung sächsischer Pflanzen, aufgeführt nach den sächsischen Naturräumen. Insgesamt werden mehr als 3600 Sippen (Arten, „Kleinarten“, Subspezies, Nothosubspezies, Bastarde, Varietäten, selten auch Formen) verschlüsselt oder erwähnt. Außer den in Florenwerken üblichen Angaben zu Größe der Pflanze, Blütezeit, Lebensform und Status werden die Arten synsoziologisch zugeordnet, (meist) die Florenelemente beigefügt sowie (falls nötig) Hinweise zur Giftigkeit und Nutzen erwähnt. Besonderen Wert wurde entsprechend der Tradition des Wünsche/Schorler auf die Einarbeitung zahlreicher Neophyten und häufiger Kultur- und Zierpflanzen gelegt. Bei der Auswahl der aufgenommenen Neophyten sind Einzelfunde aus länger zurückliegenden Jahren eher weggelassen worden als solche, deren Nachweis erst in den letzten Jahren gelang. Insgesamt sind über 890 neophytische Sippen in der Flora enthalten, darunter 281 eingebürgerte und 609 nicht eingebürgerte Arten. Unter den Neophyten ist der hohe Anteil der verwilderten Zierpflanzen (41,7 %, davon 10,5 % eingebürgert) auffallend.

1. Einleitung

Im Jahre 1956 erschien letztmalig der „Wünsche-Schorler“, (herausgegeben von FLÖßNER et al.), unter dem Titel „Die Pflanzen Sachsens“. Eine neu bearbeitete Herausgabe des nicht nur bei den Botanikern Sachsens sehr beliebten Bestimmungsbuches war seit langem geplant. Doch erst im Jahre 2006 begannen die Arbeiten dazu. Seit der letzten Auflage im Jahre 1956 war durch die eifrige Erforschung der sächsischen Flora, deren Ergebnisse sich u. a. in dem „Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens“ (HARDTKE & IHL 2000) sowie in mehreren inzwischen erschienenen Lokalfloren (z. B. AUTORENKOLLEKTIV 2007, GUTTE 2006, OTTO 2012, UHLMANN 2005) widerspiegeln, inzwischen ein so großer Wissenszuwachs zu verzeichnen, dass nicht nur einfach eine Überarbeitung, sondern eine völlige Neubearbeitung der „Flora“ nötig wurde. Hinzu kamen die inzwischen enorm gewachsenen Erkenntnisse in der Taxonomie. Deshalb haben sich Verlag und Herausgeber entschlossen, die neue sächsische Flora unter dem Titel „Die Flora Sachsens und angrenzender Gebiete“ herauszugeben (GUTTE et al. 2013). Diese neue Flora ist ein Gemeinschaftswerk (vorwiegend) sächsischer Botanikerinnen und Botaniker. Sie enthält das gegenwärtige Wissen über die Verbreitung sächsischer Pflanzen, zugeordnet zu den sächsischen Naturräumen.

Dennoch waren die Bearbeiter dem Geist des alten Wünsche-Schorler verpflichtet. Das bezieht sich besonders auf den Modus des Bestimmungsschlüssels und die Aufnahme zahlreicher

Zierpflanzen und Neophyten. Bei den Gattungsabgrenzungen haben sich die meisten Bearbeiter bewusst konservativ verhalten. Letztlich entschied aber immer der Bearbeiter der jeweiligen Gruppe über die Gattungs- und Artabgrenzung.

Die „Flora“ enthält neben den nötigen einführenden Artikeln zu Bestimmungsanleitung, Begriffserklärung, Naturschutzfragen usw. ausführliche Bestimmungsschlüssel, die zu den Familien und weiterhin zu den Gattungen und Arten führen. Bei jeder Art wird eine Beschreibung gegeben (sofern die Merkmale nicht bereits im Schlüssel verankert sind). Hinzu kommen Angaben zu Höhe der Pflanze, Blütezeit, Lebensform und Status, ferner synsoziologische Zuordnung und (meist) das Florenelement. Am Schluss folgen (falls nötig) Hinweise zu Giftigkeit und Nutzen.

2. Analyse und Diskussion

Im Folgenden wird eine Übersicht über die Zusammensetzung der sächsischen Flora, wie sie sich in dem Florenwerk widerspiegelt, gegeben. Insgesamt sind mehr als 3600 Sippen aufgenommen worden. Diese verteilen sich auf folgende Gruppen:

Tab. 1: Gesamtübersicht der 3600 Sippen

Einheimische und neoindigene Arten sowie Neophyten:	2599
„Kleinarten“: <i>Rubus</i> (91), <i>Alchemilla</i> (16, ohne unbeständige Neophyten), <i>Taraxacum</i> (169), <i>Ranunculus auricomus</i> (41)	317
Bastarde, die sich wie Arten verhalten:	24
alle anderen Bastarde	305
Subspezies und Varietäten (inkl. Subsp.-Gruppe und Nothosubspezies; Formen nicht gerechnet)	374

Eine detailliertere Aufteilung zeigt Tabelle 2.

Tab. 2: Detailliertere Aufteilung.

A: Pteridophyten und Gymnospermen
C: Monokotyle Pflanzen

B: Dikotyle Pflanzen
D: Gesamtzahl

Gruppe	A	B	C	D
Einheimische Arten, rezent	56	816	282	1154
Einheimische Arten, ausgestorben	5	72	37	114
Einheimisch, ausgestorben, jetzt neophytisch	1	3	1	5
Nicht verwilderte Arten	20	141	10	161
Nicht im Gebiet vorhandene Arten	0	47	14	61
darunter Neophyten	0	21	5	26
Neoindigene Sippen	0	27	1?	28
Archäophyten	0	101	22	123
Früher Archäophyten, jetzt nur Neophyten	0	17	1	18
Archäophyten, ausgestorben	0	5	0	5
Paläophyten	0	19	2	21
Ausgestorbene P., jetzt nur neophytisch	0	4	1	5
Bastarde, die sich wie Arten verhalten	0	18	6	24
Andere Bastarde	17	238	47	302
Neophyten, eingebürgert	2	228	51	281
Neophyten, nicht eingebürgert	2	518	89	609
Subspezies	10	264	50	324
Varietäten	0	93	6	99

Im Folgenden werden einige Beispiele zu einzelnen Gruppen gebracht, wobei die Auswahl \pm willkürlich ist. Eine Nennung aller zu den einzelnen Gruppen gehörenden Arten ist nicht möglich.

Ausgestorbene Arten:

Fast alle ausgestorbenen Arten sind meist bereits vor 50-150 Jahren erloschen.

Androsace septentrionalis, *Apium inundatum*, *Botrychium multifidum*, *Cicendia filiformis*, *Elatine alsinastrum*, *Gentianella aspera*, *Geranium bohemicum*, *Gladiolus palustris*, *Gnaphalium norvegicum*, *Groenlandia densa*, *Jurinea cyanoides*, *Herminium monorchis*, *Hordeum secalinum*, *Hymenophyllum tunbrigense*, *Hypericum elodes*, *Moenchia erecta*, *Potamogeton praelongus*, *Pulmonaria angustifolia*, *Pulsatilla vernalis*, *Rhinanthus riphaeus*, *Stipa pennata*, *Thesium ebracteatum*, *Tofieldia calyculata*, *Triglochin maritimum*, *Tuberaria guttata*, *Viola epipsila*.

Ausgestorbene Arten, die jetzt nur selten neophytisch vorkommen:

Asplenium scolopendrium, *Cirsium eriophorum*, *Gentiana cruciata*, *Silene otites*, *Trifolium ochroleucum*, *Ventenata dubia*.

Beispiele für nicht verwilderte Kultur- und Zierpflanzenarten, die in die "Flora" aufgenommen wurden:

Abies-Arten, z. B. *A. concolor*, *A. grandis*, *A. homolepis*, *Carya ovata*, *Majorana hortensis*, *Ocimum basilicum*, *Picea sitchensis*, *P. omorica*, *Pimpinella anisum*, *Rumex rugosus*, *Vicia faba*.

Aristolochia macrophylla, *Buxus sempervirens*, *Delphinium* x *cultorum*, *Fraxinus ornus*, *Ginkgo biloba*, *Helichrysum bracteatum*, *Hydrangea*-Arten, *Jasminum nodiflorum*, *Magnolia*-Arten, *Prunus triloba*, *Verbascum olympicum*, *Zinnia violacea*.

Beispiele für Arten, die in Sachsen nicht vorkommen oder nicht mit Sicherheit nachgewiesen wurden:

Adonis vernalis, *Ajuga pyramidalis* (bereits im tschechischen Erzgebirge), *Amelanchier ovalis*, *Apium nodiflorum* (wahrscheinlich Etikettenverwechslung), *Aster alpinus* (aber Zierpflanze), *Carex rigida* (sehr wahrscheinlich Fehlbestimmung), *Dictamnus albus*, *Diphysastrum oellgaardii*, *Gagea pomeranica* (künftiger Nachweis für Sachsen sehr wahrscheinlich), *Galium pycnotrichum*, *Glaux maritima*, *Inula germanica*, *Juncus gerardii* (bisher nur Fehlangaben), *Lactuca quercina*, *L. saligna*, *Ranunculus reptans* (bisherige Angaben beziehen sich auf Formen von *R. flammula*), *Ranunculus serpens*, *Salicornia europaea*, *Spergula pentandra* (bisherige Angaben sind Fehlbestimmungen).

Neoindigene Sippen:

23 *Oenothera*-Sippen, z. B. *acutifolia*, *ammophila*, *biennis*, *coronifera*, *flaemingina*, *hoelscheri*, *rubricaulis*, *subterminalis*, *Symphytotrichum* x *salignum*, *S. parviflorum*, *S. versicolor*, *Xanthium albinum*, *Eragrostis albens* (?).

Hierzu gehört nicht: *Panicum riparium* H. SCHOLZ, das nach AMARELL (2013) mit *P. barbipulvinatum* NASH identisch ist.

Beispiele für sächsische Archäophyten:

Adonis aestivalis, *Anagallis arvensis*, *Avena fatua*, *Bromus arvensis*, *Camelina abyssum* †, *Caucalis platycarpa*, *Centaurea cyanus*, *Euphorbia exigua*, *Filago arvensis*, *Fumaria officinalis*, *Geranium molle*, *Lamium amplexicaule*, *Malva neglecta*, *Onopordum acanthium*, *Orobancha ramosa* †, *Papaver dubium*, *Sherardia arvensis*, *Solanum nigrum*, *Sonchus asper*, *Stellaria pallida*, *Thlaspi arvense*, *Trifolium arvense*, *Veronica agrestis*, *Vicia angustifolia*.

Archäophyten, jetzt nur noch neophytisch auftretend:

Agrostemma githago, *Anagallis foemina*, *Asperula arvensis*, *Calendula arvensis*, *Crepis foetida*, *Galium tricornutum*, *Geranium rotundifolium*, *Glebionis segetum*, *Lappula squarrosa*, *Legousia speculum-veneris*, *Lolium remotum*, *Malva pusilla*, *Nonea erecta*, *Papaver hybridum*, *Scandix pecten-veneris*, *Stachys annua*, *Turgenia latifolia*, *Vaccaria pyramidata*.

Beispiele für Paläophyten:

HEMPEL (2009, p. 213) definiert den Begriff wie folgt: „In die heimische Vegetation gelangte Pflanze der Altkulturen und deren Begleiter im Mittelalter und Renaissance“. Zur Problematik dieser Gruppe vgl. HEMPEL (2009).

Aristolochia clematites, *Artemisia absinthium*, *Ballota nigra*, *Castanea sativa*, *Cerinth minor*, *Chelidonium majus*, *Chenopodium bonus-henricus*, *Chenopodium hybridum*, *Ch. vulvaria*, *Coronopus squamatus*, *Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca*, *Malva alcea*, *M. moschata*, *Nepeta cataria*, *Ornithogalum umbellatum*, *Petasites hybridus* (Status problematisch, im Tiefland sicher nur neophytisch, im Gebirge lokal vielleicht auch autochthon), *Reseda luteola*, *Setaria verticillata*, *Tanacetum parthenium*, *Verbena officinalis*, *Viola odorata*.

Beispiele für Bastarde, die sich wie Arten verhalten:

Circaea x intermedia, *Crataegus x macrocarpa* u.a., *Elymus x mucronatus*, *Fallopia x bohémica*, *Fragaria x ananassa*, *Galium x pomeranicum*, *Helianthus x laetiflorus*, *Hyacinthoides x massartiana*, *Hypericum x desetangii*, *Mentha x verticillata*, *M. x villosa*, *Polygonatum x hybridum*, *Populus x canadensis*, *P. x canescens*, *Rorippa x anceps*, *Salix x rubens*, *Symphytum x uplandicum*.

Neophyten:

Die Aufnahme von Neophyten in eine Flora ist bis zu einem gewissen Teil subjektiv. Selbstverständlich müssen alle eingebürgerten Arten aufgenommen werden, ebenso Arten, die mehrfach nachgewiesen worden sind. Bei selten auftretenden Sippen sind diejenigen, die erst in den letzten Jahren oder Jahrzehnten nachgewiesen wurden, eher aufgenommen worden als solche, die in zurückliegenden Zeiten, vor allem auf Adventivfundplätzen wie Wollkämmereien, Großmarkthallen oder Kläranlagen gefunden wurden. So fand die erst einmal (im Jahre 2008) gesammelte *Galega orientalis* Aufnahme, nicht jedoch z. B. *Frankenia pulverulenta*, die 1961 und 1962 vorübergehend in Leipzig auftrat.

Für den in der „Flora“ angegebenen Status der Arten zeichnete W. Hempel verantwortlich. Der Verfasser stimmt nicht immer mit Hempels Zuordnung überein.

In Tabelle 2 sind nur die Gesamtzahlen enthalten. Im Folgenden werden die Neophyten noch etwas genauer analysiert.

Neophytische Zierpflanzen:

41,7 % aller in Sachsen auftretenden Neophyten sind ursprünglich als Zierpflanzen kultiviert worden. Bezogen auf die Gesamtzahl der Neophyten sind 10,5 % eingebürgert und 31,2 % nicht eingebürgert.

Beispiele für eingebürgerte neophytische Zierpflanzen:

Amorpha fruticosa, *Ailanthus altissima*, *Berberis vulgaris*, *Centaurea montana*, *Chionodoxa luciliae*, *Corydalis solida*, *Elaeagnus angustifolia*, *Eranthis hyemalis*, *Galanthus nivalis*, *Galega officinalis*, *Lycium chinense*, *Heracleum mantegazzianum*, *Mattucia struthiopteris*, *Phytolacca esculenta* (auch alte Kulturpflanze), *Potentilla indica*, *Rudbeckia laciniata*, *Saxifraga cymbalaria*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea*, *Spiraea tomentosa*, *Scopolia carniolica*, *Sedum spurium*, *Tellima grandiflora*, *Vinca major*, *Viola suavis*.

Beispiele für nicht eingebürgerte neophytische Zierpflanzen:

Alchemilla mollis, *Allium stipitatum*, *Amberboa moschata*, *Briza maxima*, *Campanula poscharskyana*, *Clematis tangutica*, *Cosmos bipinnatus*, alle *Cotoneaster*-Arten (z. B. *C. dammeri*, *C. horizontalis*), *Eschscholzia californica*, *Euonymus fortunei* (Tendenz zur Einbürgerung), *Galanthus rizebensis*, *Helianthus annuus*, *Ilex aquifolium*, *Linum austriacum* (Tendenz zur Einbürgerung), *Oenothera rosea*, *Paulownia tomentosa*, *Prunus laurocerasus*, *Ptelea trifoliata*, *Sedum ewersii*, *Sempervivum tectorum*, *Thuja plicata*.

Neophytische Kulturpflanzen:

Sie machen 14,3 % aller Neophyten in Sachsen aus. Wiederum bezogen auf die Gesamtzahl aller Neophyten sind 3,7 % eingebürgert und 10,6 % nicht eingebürgert.

Beispiele für eingebürgerte neophytische Kulturpflanzen (inklusive Forstgehölze):

Acer platanoides (wahrscheinlich in ganz Sachsen nur Neophyt), *Alnus incana*, *Arrhenatherum elatius*, *Armoracia rusticana*, *Foeniculum vulgare*, *Fragaria x ananassa*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Inula racemosa* (lokal), *Lupinus polyphyllus* (auch als Zierpflanze verwildert), *Medicago x varia*, *Myrrhis odorata*, *Onobrychis viciifolia*, *Phleum pratense*, *Pinus strobus*, *Populus x canadensis*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Rubus armeniacus*.

Beispiele für nicht eingebürgerte Kulturpflanzen:

Anethum graveolens, *Anthriscus cerefolium*, *Atriplex hortensis*, *Borago officinalis*, *Brassica napus*, *Cucumis melo*, *Juglans regia* (Einbürgerungstendenz), *Lens culinaris*, *Lepidium sativum*, *Linum usitatissimum*, *Lycopersicon esculentum*, *Malus domestica*, *Malva verticillata*, *Nicotiana rustica*, *Nigella sativa* (jetzt nicht mehr kultiviert), *Papaver somniferum*, *Platanus x hybrida*, *Rumex patientia*, *Trifolium alexandrinum*, *Triticum aestivum*, *Vitis vinifera*.

Neophyten, die ursprünglich weder Kultur- noch Zierpflanzen waren:

Sie machen 42 % aller sächsischen Neophyten aus. Wiederum bezogen auf die Gesamtzahl aller Neophyten sind von dieser Gruppe 14,0 % eingebürgert und 13,8 % nicht eingebürgert. Bei einigen Arten ist der Status durchaus noch zu diskutieren, z. B. bei *Epilobium dodonaei* (bereits in den Sudeten einheimisch), *Silene nemoralis* (schon in Böhmen heimisch) und *Coleanthus subtilis*.

Beispiele für eingebürgerte Arten:

Atriplex micrantha, *Bidens frondosa*, *Bryonia dioica*, *Centaurea diffusa*, *Clematis vitalba*, *Chaenorbinum minus*, *Coleanthus subtilis*, *Descurainia sophia*, *Elodea canadensis*, *Epilobium dodonaei*, *Eragrostis minor*, *Galinsoga parviflora*, *Melilotus albus*, *Potentilla intermedia*, *Reseda lutea*, *Rumex longifolius*, *Salvia nemorosa*, *Silene nemoralis*, *Tanacetum partheniifolium*, *Vicia grandiflora*.

Beispiele für nicht eingebürgerte Arten/Sippen:

Agrostis scabra, *Althaea cannabina*, *Argemone mexicana*, *Barbarea intermedia*, *Bromus squarrosus*, *Chamaesyce humifusa*, *Chenopodium hircinum*, *Cochlearia danica*, *Cyperus rotundus*, *Eragrostis pilosa*, *Erechtites hieracifolium*, *Erodium moschatum*, *Fumaria parviflora*, *Galega orientalis*, *Guizotia abyssinica*, *Lathyrus aphaca*, *Lemna minuta*, *Lepidium heterophyllum*, *Malva sylvestris* subsp. *mauritanica*, *Melilotus indicus*, *Rumex trianulivalvis*, *Solanum rostratum*.

Neophyten, die bewusst ausgebracht worden sind:

Sie machen 2,1 % aller Neophyten aus.

Von diesen sind eingebürgert: *Alnus alnobetula*, *Asarina procumbens*, *Betula nana*, *Gentiana asclepiadea*, *Gentiana lutea*, *Geranium lucidum* (wieder erloschen), *Geranium phaeum* (evtl. verwildert), *Impatiens edgeworthii*, *Lysichiton americanus* (evtl. verwildert), *Nymphoides peltata*, *Oxybaphus nyctagineus*, *Sarracenia purpurea*, *Scopolia carniolica*, *Sedum ochroleucum*, *Smyrniium perfoliatum*, *Vaccinium macrocarpum*. Wahrscheinlich gehört zu dieser Gruppe auch *Digitalis purpurea*, die nach HEMPEL (2009, p. 169) sowohl ausgesät wurde als auch aus Gärten verwilderte.

Von dieser Gruppe sind nicht eingebürgert: *Chamaecytisus supinus*, *Hepatica transsilvanica*, *Ludwigia peploides*, *Pontederia cordata* (evtl. verwildert), *Rhus radicans*, *Selaginella helvetica*.

Beispiele für Neophyten, die in Sachsen nicht oder noch nicht vorkommen oder nicht mit Sicherheit nachgewiesen wurden:

Mehrere Arten, die oft nur wenig hinter der Landesgrenze gedeihen, wurden aufgenommen, ebenso wie solche Arten, die (möglicherweise) fälschlich für das Gebiet angegeben wurden.

Agrostis castellana (eine unklare Angabe aus Nord-Sachsen), *Bunium bulbocastanum* (eine zweifelhafte Angabe aus West-Sachsen), *Carex vulpinoidea*, *Cotoneaster* (4 Arten), *Cytisus multiflorus*, *Draba nemorosa*, *Lepidodictis holosteoides*, *Lindernia dubia* (zu erwarten, da bereits wenig außerhalb der Landesgrenze nachgewiesen), *Oenothera editicaulis* (wie vorige), *Oe. pseudocernua* (wie vorige), *Scilla ingridae* (bisher vielleicht nur übersehen), *Vicia parviflora* (bisherige Angaben wahrscheinlich alles Fehlbestimmungen).

Literatur

- AMARELL, U. (2013): *Panicum riparium* H. SCHOLZ – eine neoindigene Art Europas? – *Kochia* 7: 1–24.
- AUTORENKOLLEKTIV (2007): Die Farn- und Samenpflanzen des Vogtlandes. – Arbeitskreis Vogtländischer Botaniker. Plauen: 328 pp.
- FLÖBNER, W., MILITZER, M., SCHÖNE, R., STOPP, F. & UHLIG, J. (1956): Wünsche-Schorler: Die Pflanzen Sachsens. – VEB Deutscher Verl. der Wissenschaften. Berlin: 636 pp.
- GUTTE, P. (2006): Flora der Stadt Leipzig einschließlich Markkleeberg. – Weissdorn-Verl. Jena: 278 pp.
- GUTTE, P., HARDTKE, H.-J. & SCHMIDT, P. A. (Hrsg.) (2013): Die Flora Sachsens und angrenzender Gebiete. – Quelle & Meyer-Verl. Wiebelsheim: 983 pp.
- HARDTKE, H.-J. & IHL, A. (2000): Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. – In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden: 806 pp.
- HEMPEL, W. (2009): Die Pflanzenwelt Sachsens von der Eiszeit bis zur Gegenwart. Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt. – Weissdorn-Verl. Jena: 247 pp.
- OTTO, H.-W. (2012): Die Farn- und Samenpflanzen der Oberlausitz. – 2. Aufl., Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz, Suppl.-Bd. 20. Görlitz: 396 pp.
- UHLMANN, H. (2005): Flora Nossen/Rosswein im Klosterbezirk Altzella. – Altzella: 248 pp.

Nachbemerkung:

In der "Flora von Sachsen" sind Fehler enthalten. Einige werden im Folgenden korrigiert:

S. 262: *Rosa blondaeana*; S. 416: *Cardamine ennaeaphyllos*; S. 466: *Dianthus* x *belhwigii*; S. 472: *Sagina nodosa*: Blütengröße 5-15 **mm**; S. 520: *Oxycoccus macrocarpos*; S. 710: *Conyza bonariensis* und *C. canadensis*: Die beiden Synonyme sind auszutauschen.

S. 740: *Pilosella caespitosa* und *Hieracium caespitosum*; S. 741 und S. 746: *Pilosella densiflora* bzw. *P. ziziana*; S. 799: *Spirodela polyrrhiza*; S. 888: *Carex* x *biharica*; S. 920: *Cynodon*: ergänze am Ende *C. dactylon* (L.) PERS.

Autor:

Dr. habil. Peter Gutte

Rathenastr. 20

04416 Markkleeberg

E-mail: peter.gutte@t-online.de

Zur Aus- und Verbreitung der *Impatiens*-Arten im Raum Dortmund *

Dietrich Büscher

Zusammenfassung

Es wird über die Aus- und Verbreitung der drei in Dortmund vorkommenden Springkraut-Arten, *Impatiens noli-tangere* L., *I. parviflora* DC. und *I. glandulifera* ROYLE sowie über die Einwanderungsgeschichte der beiden zuletzt genannten Arten im Raum Dortmund berichtet.

Impatiens noli-tangere L.

Ursprünglich heimisch ist im Raum Dortmund nur *Impatiens noli-tangere* L. Das Große Springkraut, im Volksmund auch gern als Kräutchen Rühr-mich-nicht-an bezeichnet, ist bei uns auf feuchte Stellen in Wäldern, wie z. B. Quellbereiche, Auenwälder, Waldbachsiepen sowie auf Schlagfluren und Wegränder in frischen bis feuchten Laubwäldern und auf deren Säume beschränkt. Dabei verteilen sich die Vorkommen auf die Wälder des Ardey, des Höhenzuges im Dortmunder Süden, und die größeren alten Wälder im Norden, Nordosten, Osten und Westen Dortmunds. Es fehlt somit weitestgehend den ackerbaulich stärker genutzten Hellweg-Haarstrang-Börden mit ihrer ausgeräumten Landschaft vor allem im Osten und es fehlt überdies den Siedlungskernen in der Mitte von Dortmund. Der NRW-Verbreitungsatlas (HAEUPLER et al. 2003), dessen Verbreitungskarten auf der Basis von TK 1:25.000-Quadranten (vgl. HAEUPLER et al. 2003, S. 34) konzipiert sind, widerspiegelt diese Tendenz kaum. Würde man allerdings einen solchen Atlas auf der Basis von Sechzehntel-Quadranten erstellen, entspräche das dann entstehende Kartenbild sehr deutlich den o. a. Aussagen.

Impatiens parviflora DC.

Das in Mittelasien, auch im Himalaya, südlich bis Afghanistan, hier z. B. in Höhenlagen zwischen 1.000 bis etwa 3.000 (vgl. TREPL 1984), ursprüngliche Kleine Springkraut (*Impatiens parviflora* DC.) ist aus botanischen Gärten in Europa, zuerst 1831 in Genf, verwildert (TREPL 1984; ADOLPHI 1995). Es wanderte im 19. Jahrhundert in Westfalen ein; seine Einwanderungsgeschichte ist bei RUNGE (1990) im Detail dargestellt. Danach wurde es in Westfalen erstmalig 1872 bei Hagen an der unteren Volme aufgefunden (DANZ bei NICOLAI 1872 und bei BECKHAUS 1893). HÖPPNER (bei HÖPPNER & PREUSS 1926) sowie BONTE (1931) nennen für 1920 ff. mehrere

* Vortrag gehalten während des Festkolloquiums Dietmar Brandes an der TU Braunschweig (19.-20.03.2013)

Verwilderungen und Funde aus dem benachbarten Nordrheingebiet, nämlich Duisburg, HÖPPNER & PREUSS (1926) geben ansonsten Bonn [hier schon 1866 nach TREPL (1984) aus dem Botanischen Garten in Poppelsdorf verwildert] und Krefeld als frühe Fundorte an. In Münster nach BONTE (1931) „massenhaft im Schlossgarten, die heimische Laubwaldflora verdrängend, auch hier aus dem botanischen Garten ausgewandert.“ HÖPPNER & PREUSS (1926) mutmaßen im Übrigen: „Ursprünglich wohl nur wegen ihrer Vorliebe für schattige Gebüsche absichtlich angepflanzt, bürgert sich stellenweise auch in unserem Gebiete ein.“

Weitere erste Beobachtungen:

- Dortmund-Altstadt, 1946 auf Schutt (LANGE), 1957 Trümmer am Königswall (NEIDHARDT)
- Dortmund-Brünninghausen, Waldgebiet Bolmke, 1948 (NEIDHARDT)
- Herdecke, Herdecker Bach, 1950 f. (NEIDHARDT b. ANONYMUS 1953)
- Hagen, 1950 ff. an mehreren Stellen (SCHÄFER bei MIEDERS 2006)
- Hagen-Hohenlimburg, 1951 (KERSBERG et al. 1985)
- Iserlohn-Bilveringsen, 1951 Kalksteinbrüche (WIEFELSPÜTZ bei ANONYMUS 1952)
- Lünen-Horstmar, 1959 (LANGE)
- Dortmund, Süggelwald (SCHEELE 1962)

Für Bochum charakterisiert HAMANN (1976) das Vorkommen als „bei uns auffallend selten“.

Der erste Nachweis für Dortmund gelang also im Jahre 1946 LANGE, und zwar auf Trümmerschutt. Wann *Impatiens parviflora* seine eigentlich bevorzugten Wuchsorte in eher stickstoffreichen Wäldern und Gebüschen besiedelte, ist unbekannt. Erste Nachweise hierfür gibt es ab 1948 (s. o.), die Ausbreitung in die Wälder dürfte allerdings – zunächst weitgehend unbemerkt – erheblich früher stattgefunden haben. Das Kleine Springkraut besiedelt inzwischen – teils sogar flächendeckend und ohne eine nennenswerte Begleitflora (diese unterdrückend?) – große Areale in den größeren Wäldern des Dortmunder Westens und Nordens, wie z. B. im Rahmer Wald, Deipenbecker Wald, Grävingholz und Süggelwald, auch die großen Wälder im Ardeygebirge, so u. a. Aplerbecker Wald, Bittermark und Schwerter Wald. Längst bewohnt es weit über die Waldstandorte hinaus auch Hecken, Parks, Gärten und Friedhöfe, auch von *Betula*, *Salix*, *Sambucus*, *Populus* und *Robinia* geprägte Industriegewässer, ferner Brachen aller Art, Industrie- und Bahngelände.

Dabei spielt sicherlich seine Ausbreitungsstrategie eine bedeutende Rolle. Die Samen sollen, wird der Aufrollmechanismus der Fruchtkapseln ausgelöst, bis zu 3 m weit springen.

Impatiens glandulifera ROYLE

Das auf ein relativ kleines Ursprungsareal im West-Himalaya beschränkte Drüsige Springkraut, *Impatiens glandulifera* ROYLE (syn. *I. roylei* WALPERS und *I. glandulifera* ROYLE), wurde in Mitteleuropa zuerst im Jahre 1854 nachgewiesen (vgl. ADOLPHI 1995), es wurde (so ADOLPHI 1995) allerdings erst viel später auffällig. So ist es auch zu erklären, dass es aus Westfalen und

insbesondere dem östlichen Ruhrgebiet erst allmählich und recht spät vermehrt hierüber publizierte Fundmeldungen gibt. Zunächst wurde es wohl als Zier- und Imkerpflanze kultiviert, verwilderte aber zumindest in den nächsten Jahrzehnten deutlich, so dass es schließlich seine heutige weite Verbreitung erlangen konnte.

Zunächst wird bei KARSCH (1867) Münster als erstes westfälisches Vorkommen genannt; es folgt für das 19. Jahrhundert aus Westfalen dann eine weitere Nennung, nämlich für das Jahr 1893 Paderborn durch BARUCH & NÖLLE (1894). DAHMS (1914) gibt Oelde-Sünninghausen bei Beckum sodann für 1910 an.

In den für Dortmund einschlägigen frühen Florenverzeichnissen von SUFFRIAN (1836), JÜNGST (1837, 1852 und 1869), SCHEMMANN (1884), BECKHAUS (1893) und FRANCK (1886, 1890, 1897, 1910 und 1912) fehlt noch jegliche Angabe. In Essen verwilderte *Impatiens glandulifera* 1915 und 1916 auf Schutt am Altenhof (BONTE 1931). Noch frühere Angaben bestehen für das sonstige Nordrheingebiet (vgl. HÖPPNER 1909; DÜLL & KUTZELNIGG 1980). Für den westfälischen Teil des Ruhrgebietes geben HÖPPNER & PREUSS (1926) erste Hinweise: „Als Bienenfutter angebaut u. bisweilen in Menge verwildert, mitunter einzeln auf Schutt verschleppt“; PREUSS (bei HÖPPNER & PREUSS 1926), auch SCHEUERMANN (bei BONTE 1931) berichten sodann: „Dortmund, am Hafen an einer Stelle zahlreich“ bzw. „seit Jahren in größerer Zahl im Dortmunder Hafen an beschränkter Stelle“. Hierauf dürfte sich auch die Meldung durch SCHEUERMANN (1928) beziehen. Auf einem Herbarbogen des Dortmunder Mallinckrodt-Gymnasiums aus dem Jahre 1930 (inzwischen im Herbarium MSTR) fand sich ein Beleg des Sammlers W. WEISS mit dem Hinweis „Garten, Dortmund-Huckarde“, dies ist eine erste konkrete Nachweisung der Art als Gartenzierpflanze in Dortmund.

Erst nach dem Zweiten Weltkrieg kommt es zu vermehrten Meldungen aus Dortmund. LANGE und NEIDHARDT geben 1948 (auf Karteikarten) einen Fund aus Dortmund-Hörde vom Emscherufer an: „an zwei Stellen längs der Emscher westlich von Dortmund-Hörde, nördlich des Hüttenwerkes Phoenix“. Es folgen weitere Nennungen durch NEIDHARDT (vgl. ANONYMUS 1951), so von weiteren Stellen an der Emscher, vom Hafenbahnhof, dem Nordfriedhof, dem VEW-Kraftwerk und aus der Gartenstadt (Defdahl).

Nunmehr häufen sich die Fundmeldungen auch aus der unmittelbaren Umgebung von Dortmund:

- Castrop-Rauxel, verbreitet (LIPPERT & ZABEL 1951)
- Wetter, Ruhrtal, 1964 ff. (KERSBERG et al. 2004)
- Raum Iserlohn (PRÜSSNER et al. 1970)
- Schwerte, Ruhrtal, 1969 ff. (PRÜSSNER bei MIEDERS 2006)
- Witten-Bommern, 1970 (KERSBERG et al. 2004)
- Raum Bochum/Hattingen (HAMANN 1976)
- Herdecke, 1978 ff. Massenbestände auf Baggerschutt im Ruhrtal (KERSBERG et al. 2004)
- Hagen, Lennetal, 1981 ff. Hohenlimburg bis Kabel (KERSBERG et al. 1985 und 2004).

Der Verfasser registrierte das Indische Springkraut, wie es auch genannt wird, ab 1970 verstärkt in den Tälern von Emscher und Ruhr, hingegen scheint es an der Lippe so gut wie nicht Fuß zu fassen. An der Emscher bildet es seitdem zum Teil auch Reinbestände aus. An der Ruhr ist es vergesellschaftet mit den weiteren invasiven Neophyten *Heracleum mantegazzianum*, *Reynoutria japonica* und *Solidago gigantea*. Inwieweit eine ältere ruhr- sowie emscherbegleitende Vegetation

verdrängt worden sein könnte, muss mangels genauerer Beobachtungen und Erhebungen im Zeitraum der Ausbreitung von *Impatiens glandulifera* offen bleiben.

ADOLPHI (1995) weist darauf hin, dass *Impatiens glandulifera* nicht ausschließlich als Strom- und Flusstäler besiedelnde und begleitende Art beobachtet werden kann. KERSBERG et al. (2004) geben dann den Hinweis auf die Besiedlung anderweitiger Standorte: „1984 stellenw. massenhafte Verbreitung, auch außerhalb der Flusstäler, an Straßen, in Gärten und Höfen“; ferner: „breitet sich weiter aus, außerhalb der Flusstäler auch in Höhenlagen.“

Inzwischen ist es zumindest in Dortmund an vielen Stellen im gesamten Stadtgebiet – nicht immer nur in Reinbeständen – vertreten, v. a. in Weichholzaunen, feuchtem Gebüsch, an Waldrändern, Wegräben, in Staudenfluren an Flüssen, Bächen und Gräben, in Pappelforsten. Nach wie vor verwildert es aus Gärten; dies wird auch daran deutlich, dass es längst in diversen Farbvarianten blüht, von dunkelrosa über hellrosa bis fast weißblütig, während hingegen die vor Jahrzehnten erscheinenden Pflanzen durchweg in Purpurrot bis dunkelrosa blühten.

Im Rahmen einer Wiederholung der floristischen Kartierung des Dortmunder Stadtgebietes etwa ab 2000 wurde sodann festgestellt, dass das Drüsige Springkraut insbesondere in den Wäldern des Ardey in Menge Waldwege und Waldsäume besiedelt hatte, so v. a. zu beobachten in den Wäldern Schwerter Wald sowie Fürstenbergs Holz und Rombergs Holz im Raum Dortmund-Syburg. Diese Ausbreitung in den Ardeywäldern dürfte noch längst nicht beendet sein. Auch im südlich angrenzenden Nordsauerland, v. a. südlich der Ruhr, wurden ähnliche Beobachtungen gemacht.

Das Drüsige Springkraut besiedelt nunmehr längst in NRW in Dominanzbeständen die Flussumfänge von Weser, Emscher, Ruhr und Wupper, interessanterweise so gut wie nicht Uferbereiche der Lippe. Infolge des massenweisen Vordringens in die Emscheraue und seines exotischen Aussehens erhielt es im Volksmund auch den Namen „Emscherorchidee“.

Grund für das massenweise Auftreten ist v. a. der Ausbreitungsmechanismus, weil nämlich bei Berührungen der Früchte – schon durch Regentropfen – das Herausschleudern der Samen bis zu sieben m weit ausgelöst wird. Spaziergänger, meist auch Kinder, machen sich inzwischen durchaus einen Sport daraus, diese Ausbreitungsweise durch Berühren der reifen Früchte auszulösen.

Ob *Impatiens glandulifera* wirklich ein sog. Problemneophyt mit Verdrängungseffekt ist, wurde hinlänglich in der Literatur diskutiert. Auch wird reichlich erörtert, wie man die weitere Ausbreitung stoppen und die Bestände wieder zurückdrängen kann. Ob diese Tendenz allerdings dauerhaft ist, kann nicht mit Sicherheit vorhergesagt werden. Immerhin beobachtete G. H. LOOS (mdl. Mitt.) für den Kurler Busch im Nordosten von Dortmund Bestandsschwankungen und sogar örtlich Rückgangstendenzen.

Literatur:

- ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – Nardus Band 2: 272 pp. Wiehl.
- ANONYMUS (1951): Faunistische und floristische Mitteilungen 7. – Natur & Heimat 11(3): 93–96. Münster.
- ANONYMUS (1952): Faunistische und floristische Mitteilungen 10. – Natur & Heimat 12(3): 91–95. Münster.

- ANONYMUS (1953): Faunistische und floristische Mitteilungen 11. – Natur & Heimat 13(1): 30–32. Münster.
- BARUCH, M. P. & NÖLLE, E. (1894): Flora von Paderborn. – Jahres-Bericht des Westfälischen Provinzial-Vereins für Wissenschaft und Kunst 22: 236–245. Münster.
- BECKHAUS, K. (1893): Flora von Westfalen. – Nach dem Tode des Verfassers herausgegeben von L. A. W. HASSE. Münster: 1096 pp. Nachdruck 1993.
- BONTE, L. (1931): Beiträge zur Adventivflora des Rheinisch-Westfälischen Industriegebietes 1913-1937. – Verhandlungen des naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens 87: 141–255. Bonn.
- DAHMS, W. (1914): Flora von Oelde in Westfalen. – Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld 3: 3–109.
- DÜLL, R. & KUTZELNIGG, H. (1980): Punktkartenflora von Duisburg und Umgebung nebst Angabe der Standortansprüche, Herkunft, Einbürgerungsweise und Gefährdung für alle im weiteren Raum um Duisburg seit 1800 beobachteten Gefäßpflanzen. – Opladen: 326 pp.
- FRANCK, H. (1886-1910): Flora der näheren Umgebung der Stadt Dortmund. – 1. Auflage (1886): 149 pp.; 2. Auflage (1890): 171 pp.; 3. Auflage (1897): 163 pp.; 4. Auflage (1910): 152 pp. Dortmund.
- FRANCK, H. (1912): Über Änderungen in der Flora von Dortmund. – Festschrift des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Dortmund zur Feier seines 25jährigen Bestehens am 30. Mai 1912: 139-176. Bonn. – Ferner publiziert als Beilage zum Jahresbericht 1911/12 des städtischen Gymnasiums zu Dortmund: 34 pp.
- HAEUPLER, H., JAGEL, A. & SCHUMACHER, W. (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. – Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (LÖBF), Recklinghausen: 616 pp.
- HAMANN, U. (1976): Über Veränderungen der Flora von Bochum in den letzten 90 Jahren. – Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde Münster 38(1): 15–25.
- HÖPPNER, H. (1909): Flora des Niederrheins. – 2. verm. Aufl. Krefeld: 308 pp.
- HÖPPNER, H., & PREUSS, H. (1926): Flora des Westfälisch-Rheinischen Industriegebietes unter Einschluß der Rheinischen Bucht. – Wissenschaftliche Heimatbücher für den Westfälisch = Rheinischen Industriebezirk, Bd. 6a, XXVIII. Nachdruck: Duisburg 1971: 381 pp.
- JÜNGST, L.V. (1837): Flora von Bielefeld, zugleich Standorte der selteneren Pflanzen im übrigen Westfalen enthaltend. – Bielefeld, Herford: 358 pp.
- JÜNGST, L.V. (1852): Flora Westfalens. – 2. Aufl. der Flora von Bielefeld. Bielefeld: 422 pp.
- JÜNGST, L.V. (1869): Flora Westfalens. – 3. Auflage. Bielefeld: 480 pp.
- KARSCH, A. (1867): Flora der Provinz Westfalen. – 2. Aufl. Münster.
- KERSBERG, H., HESTERMANN, H., LANGHORST, W. & ENGEMANN, P. (1985): Flora von Hagen und Umgebung. Hagen: 236 pp.
- KERSBERG, H., HORSTMANN, H. & HESTERMANN, H. (2004): Flora von Hagen und Umgebung. Hagen: 362 pp.
- LIPPERT, W., & ZABEL, J. (1951): Verzeichnis der in der Umgebung von Castrop-Rauxel festgestellten Pflanzen. – Manuskript in der Bibliothek des Westfälischen Museums für Naturkunde in Münster (Westf.): 21 pp.
- MIEDERS, G. (2006): Flora des nördlichen Sauerlandes. – Lüdenscheid: 608 pp.

-
- NICOLAI, D. (1872): Die um Iserlohn wildwachsenden Phanerogamen. – Jahresber. Realschule erster Ordnung Iserlohn Schuljahr 1871-72: 2–20. Iserlohn.
- PRÜSSNER, E., MIEDERS, G. & BRAKEL, R. (1970): Liste der Standorte der seltenen und weniger häufigen Sproßpflanzenarten der Stadt und des Landkreises Iserlohn mit den angrenzenden Gebieten. – Maschinenschriftliches Manuskript. Iserlohn: 54 pp.
- RUNGE, F. (1990): Die Flora Westfalens. – 3., verbesserte und vermehrte Auflage. Münster: 589 pp.
- SCHEELE, K. (1962): Die Pflanzenwelt in den Waldresten nördlich von Dortmund. – Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 24 (3): 29–43.
- SCHEMMANN, W. (1884): Beiträge zur Flora der Kreise Bochum, Dortmund und Hagen. – Verhandlungen des naturhistorischen Vereins der preußischen Rheinlande und Westfalens 1884: 185–250. Bonn.
- SCHEUERMANN, R. (1928): Pflanzenwelt der Kehrleplätze des rhein.-westf. Industriegebiets. – Sitzungsber. Bonn. D: 10–28.
- SUFFRIAN, C.W.L.E. (1836): Beitrag zur genauern Kenntniss der Flora von Dortmund. – Allgem. botan. Zeitung. Nr. 20 u. 21: 305-316 u. 321–326. Regensburg.
- TREPL, L. (1984): Über *Impatiens parviflora* DC. als Agriophyt in Mitteleuropa. – Dissertationes Botanicae (Vaduz) 73: 400 pp.

Autor:

Dietrich Büscher
Callenbergweg 12
D-44369 Dortmund
E-mail: dietrich.buescher@gmx.de

Untersuchungen zur Förderung von Diptam (*Dictamnus albus* L.) im Nordharzvorland

Uwe Wegener

Herrn Prof. Dr. Dietmar Brandes zum 65. Geburtstag

1. Einleitung

Diptam ist eine Art, die gesellig in Steppenheidewäldern, Waldsäumen, sonnigen Eichen-gebüsch, in Kiefern-Trockenwäldern, am Rande von Kalksteinfelsen und in Halbtrockenrasen vorkommt. Die Art bevorzugt trocken-warme kalkreiche Löß-, Stein- oder Kiesböden und gilt als Licht- und Halbschattenpflanze (OBERDORFER 1994). Durch die Niederwaldwirtschaft und eine extensive Beweidung der Waldränder wurde sie in der Vergangenheit gefördert, so dass sie vor 150 Jahren wesentlich häufiger gewesen sein muss, wie auch Überlieferungen bestätigen, z. B. die Hinweise zum Steinholz: „Im Steinholz lässt ein Apotheker von Quedlinburg alle zwei Jahre die Wurzeln von Diptam zu pharmazeutischen Zwecken sammeln. Ein Arbeiter rodet mehrere Tage weite Strecken, um kiepenweise die Wurzeln nach Quedlinburg zu transportieren“ (SCHNEIDER 1868). Diese Ernte lässt gleichfalls Rückschlüsse auf die vorhandenen Diptam-Mengen in den aufgelichteten Wäldern zu.

Da die Forstwirtschaft fast ausschließlich zur Hochwaldwirtschaft übergegangen ist und auch die artenreichen Waldsäume abnehmen, ist Diptam zu einer bedrohten Art des Naturschutzes geworden. Einige Möglichkeiten der Förderung werden nachfolgend aufgezeigt.

2. Die Situation von *Dictamnus albus* an der Verbreitungsgrenze im Nordharzvorland

Sowohl die Stufen- und Plateaulagen der Randbereiche des Thüringer Beckens, die Kalkstein- und Gipsgebiete des Südharzes als auch die Schichtrippenlandschaft des Nordharzes sind in Sachsen-Anhalt die Verbreitungsgebiete des Diptams. Klimatisch herrschen subkontinentale Klimabedingungen mit geringen Jahresniederschlägen um

500 mm in den Regenschattenlagen der Mittelgebirge und Jahresmitteltemperaturen von 8,0 ° bis 8,5 °C vor (KUGLER & SCHMIDT 1988). Im Nordharzvorland sind diese Bedingungen zum Teil noch etwas extremer mit Niederschlägen von 460 mm (Quedlinburg) und Jahresmitteltemperaturen von 8,4 ° bis 8,9 °C am Nordharzrand, föhnbedingt ist die Sonnenscheindauer hier auch etwas erhöht (KINKELDEY 2010).

Pflanzensoziologisch kommt der Diptam im *Quercetum petraeae*, im *Galio-Carpinetum*, im *Viburno lantanae-Cornetum sanguinei*, im *Geranio-Peucedanetum* und seltener in den Xerothermrassen des *Onobrychido-Brometum erecti*, des *Trinio-Caricetum humilis* und des *Allio-Stipetum capillatae* vor (SCHUBERT et al. 2001).

Bodenbedingt und klimatisch erreicht der Diptam im Nordharzvorland seine nördliche Verbreitungsgrenze, nur wenige Vorkommen gehen darüber hinaus (BENKERT et al. 1996; HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989).

In der „Neuen Flora von Halberstadt“ sind von 143 untersuchten Quadranten 15 Quadranten mit Diptam besetzt, nur ein Vorkommen konnte nach 1950 nicht wieder bestätigt werden (HERDAM et al. 1993). Der Rückgang der Art bezieht sich jedoch weniger auf verloren gegangene Standorte als vielmehr auf eine starke Ausdünnung der Individuendichte. FRANK & NEUMANN (1999) geben für Sachsen-Anhalt insgesamt eine rückläufige Bestandesentwicklung an. Ursachen sind die Nutzungsintensivierung im Wald, die Aufgabe historischer Nutzungen, wie der Nieder- und Mittelwaldwirtschaft, die Aufgabe der Waldweide und die Intensivierung oder Ruderalisierung der Waldränder bzw. die Auflassung von Halbtrockenrasen. Da Diptam sehr alt wird und sich zum Teil steril mehrere Jahrzehnte im Hochwald erhalten kann, fallen die Verluste bei der Rasterkartierung häufig nicht sofort auf.

Im Hake, Huy, Fallstein und Steinholz waren zu Beginn der 1980er Jahre nur noch wenige blühende Exemplare zu finden, obwohl die Vorkommen in Schutzgebieten lagen. Im Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Wernigerode hatte der Verfasser von 1982 an die Möglichkeit, umfangreiche Fördermaßnahmen an einigen traditionellen Diptam-Standorten einzuleiten. Dazu gehörten der Huy und die Hoppelberge. Diese Arbeiten wurden nach 1990 durch die Naturschutzstation Nordharz und nach 2003 durch ELER-Projekte des Landkreises und des Landesumweltamtes fortgesetzt.

3. Pflegemaßnahmen in den vorhandenen Diptam-Beständen

Gelingt es, das Lichtregime im Sinne von Diptam in ehemals diptamreichen Beständen positiv zu regeln, so setzt bereits im Folgejahr oder spätestens zwei Jahre nach der Auflichtung eine reiche Blüte ein. In der historischen Niederwaldwirtschaft wird der Gehölzbestand nach 15 bis 30 Jahren weitgehend entnommen. Danach kann sich der steril vorhandene Diptam optimal entfalten. Nach 5 bis 10 Jahren setzt jedoch erneute Konkurrenz der Gehölze ein. Bis zu diesem Zeitpunkt müssen die jungen Diptampflanzen so kräftig sein, dass sie ein Schattendasein von weiteren 10 bis 20 Jahren überstehen. Es ist auch davon auszugehen, dass im Boden eine Samenbank angelegt wird, die sich direkt nach dem Abtrieb des Gehölzbestandes aktiviert. Da diese historischen Bewirtschaftungsweisen nicht mehr existieren, sind Pflegemaßnahmen erforderlich geworden. Dabei wird die Niederwaldwirtschaft erfolgreich nachempfunden. Zunächst werden bei der Pflege die Gebüsche wieder „auf Stock“ gesetzt, daher weitgehend entfernt. Das sind zu meist Haselbestände, Hartriegel, Ahornarten und seltener Weißdorn-Gebüsche auf Halbtrockenrasen. Sinnvoll ist es dann, ein bis zwei Jahre abzuwarten, um zu sehen, wie sich der im Unterstand befindliche Diptam entwickelt. Soweit der Lichtgenuss für die Blütenentwicklung ausreicht, bleibt der Gehölzoberstand erhalten. Soweit er nicht ausreicht, muss auch in den Oberstand vorsichtig eingegriffen werden, um den Kronenschluss auf etwa 7/10 abzusinken. Das Oberholz völlig zu entnehmen oder noch stärker aufzulichten, erweist sich als kontraproduktiv, da dann die Gebüsche umso schneller wachsen oder auch Brombeeren den Boden völlig überziehen.

Im Halbtrockenrasen ist die Situation etwas anders, hier geht es darum, die Gebüsche weitgehend zurück zu drängen und konkurrenzschwache, offene, hochstaudenreiche Bestände – meist handelt es sich um das *Geranio-Peucedanetum* – zu erreichen, in denen der Diptam sowohl keimen kann als auch vor dem Austrocknen ein wenig geschützt ist. Ein weiterer Standort sind diptamreiche Waldsäume, die nur der Pflege bedürfen, wenn verstärkt Agrochemikalien eindringen und eine Ruderalisierung mit dichter Gebüschvegetation entstanden ist. Dann ist es günstig, die gesamte Gebüschvegetation im Abstand von 8 – 10 Jahren „auf Stock“ zu setzen, was dem Diptam gut bekommt. Eingriffe in den Oberstand sind zumeist nicht erforderlich, da ausreichend Seitenlicht vorhanden ist.

An allen von 1982 an behandelten Standorten wurde differenziert vorgegangen:

In den Hoppelbergen erfolgte zunächst die Haselentnahme. In den Jahren 1997 bis 2003 wurde auch in den Oberstand eingegriffen – wohl etwas zu stark, so dass zur Zeit sich Brombeerarten ausbreiten, die im zweijährigen Rhythmus mit Freischneidern gemäht werden müssen – ein aufwendiges Verfahren. Immerhin stieg der Anteil blühender Diptam-Exemplare auf mehrere Tausend.

Auf dem Sonnenberg im Huy wurden etwa 2/3 der Gehölze entnommen mit einem vollen Erfolg für den Diptam. Im 10jährigen Rhythmus hätte dieser Eingriff wiederholt werden müssen. Hecken im Osthuy wurden rigoros zurück gesetzt, sehr zum Vorteil von Diptam.

Im Mittelhuy am Weinberg hatte sich der ehemalige Eichen-Niederwald des 19. Jahrhunderts zum Hochwald entwickelt und vom Diptam kamen 1972 nur noch zwei Exemplare zum Blühen. Hier entschlossen wir uns zur Samenernte und zur Gartenansaat von *Dictamnus albus*.

JORRITSMA-WIENK et al. (zit. bei PARTZSCH 2009) wiesen nach, dass die Etablierungsphase der entscheidende Engpass im Lebenszyklus des Diptams ist. Das wurde auch bei unseren Beobachtungen im Huy deutlich. In extrem trockenen Waldsäumen oder in Halbtrockenrasen keimten zwar die Diptamsamen, sie starben aber in sommerlichen Trockenperioden wieder ab (vgl. DIERSCHKE 1974). Aus diesem Grunde wurde seit 2006 besonderer Wert auf die Beobachtung der Samenanzucht und der Keimlingsphase ex situ und am Standort gelegt.

4. Ansaat und Pflanzung von Diptam

4.1. Ansaat und Pflanzung 1982 bis 1985

Im Jahre 1982 wurden etwa 100 Samen in vorbereitete humose Gartenerde über Kalkgestein gebracht. Die Samen befanden sich vor der Saat 10 Tage im Tiefkühlfach. Im Jahr 1983 waren daraus 26 Keimpflanzen gewachsen, die sich bis 1985 zu Jungpflanzen entwickelten und in 12 Pflanzgruppen im gleichen Jahr an einem Waldinnenrand des Weinberges im NSG Herrenberg-Vorberg/Huy ausgebracht wurden. Im Jahre 2012 existierten davon noch 6 kräftige Büsche, die auch regelmäßig blühen. An gleicher Stelle wurden 1985 40 Samen direkt ins Freiland an markierter Stelle gesät. Daraus entstanden 1986 14 Keimpflanzen.

2010 waren es noch 4 recht kümmerliche Pflanzen, die durch einen Dachsbau gestört waren. Der originäre Diptambestand dieses ehemaligen Niederwaldgebietes, welches inzwischen zum Hochwald geworden ist, ist inzwischen erloschen.

4.2. Ansaat und Pflanzung 2006 bis 2012

Von 2006 an ergab sich die Möglichkeit, in einer Waldrandsituation unterhalb des Weinberges auf einer extensiv genutzten Streuobstwiese die bisherigen Erfahrungen der Diptam-Ansaat und Pflanzung zu erweitern. Die Streuobstwiese liegt an einem Südhang, der Boden setzt sich aus einer 30-50 cm mächtigen Kalkrendzina zusammen. Zur Vorbereitung der Pflanzung wurden zunächst im Hausgarten in vier Varianten Ansaaten ausgeführt.

Tab. 1: Varianten der Diptamaussaat im Garten 2006-2008

Saatgut aus den Jahren 2002/3 im Kühlschrank gelagert bis 2006.

Variante 1:	nicht aufbereitet; Kühlschrank gelagert; von 100 Samen: 3 aufgelaufen; zwei Jahre später: 2 vorhanden
Variante 2:	Jarowisiert (10 Tage Tiefkühlfach) von 100 Samen: 27 aufgelaufen zwei Jahre später: 22 vorhanden
Variante 3:	Saatgut frisch von 100 Samen: 39 aufgelaufen zwei Jahre später; 29 vorhanden
Variante 4:	Saatgut Zitronensäure behandelt von 100 Samen: 23 aufgelaufen zwei Jahre später: 19 vorhanden

Die einzelnen Varianten umfassten frisches, jarowisiertes und mit Zitronensäure behandeltes Saatgut. Am günstigsten eignete sich die Verwendung von frischem Saatgut. Zusätzliche Behandlungen im Kühlschrank bzw. mit Zitronensäure zur Verbesserung der Keimung bewährten sich nicht. Aus diesen Ansaaten gingen bis 2008 insgesamt 110 Einzelpflanzen hervor, die sehr unterschiedlich kräftig waren und 2010 in 42 Pflanzgruppen in der oben genannten Streuobstwiese ausgebracht wurden. Im Jahre 2012 waren noch 38 Pflanzgruppen vorhanden, die teilweise auch bereits zur Blüte kamen.



Abb. 1: Blühender Bestand von *Dictamnus albus* (Diptam), 16.5.2009. Foto: Uwe Wegener.



Abb. 2: Einsaat von *Dictamnus albus* (Diptam). Foto: Uwe Wegener, 15.5.2010.



Abb. 3: Ausgepflanzte Exemplare von *Dictamnus albus* (Diptam) aus Nachzucht. Foto: Uwe Wegener, 25.5.2010.

Tab. 2: Aussaat im Garten; Pflanzung im Freiland (Waldrand)

Aussaat: 2006 bis 2008: 110 Einzelpflanzen

13.05.2010:	42 Pflanzgruppen
05.09.2010:	38 Pflanzgruppen
25.05.2011:	38 Pflanzgruppen (14 blühend)
27.05.2012:	38 Pflanzgruppen (12 blühend)
21.10.2012:	36 Pflanzgruppen (10 blühend)
13.10.2013:	33 Pflanzgruppen (4 blühend)

Da der Aufwand der Aussaat, Anzucht und des Umpflanzens recht hoch war, entschloss ich mich von 2009 an Diptam direkt ins Freiland zu säen (Abb. 2).

Tab. 3: Ansaaten von Diptam 2008-2012 direkt ins Freiland

Aussaat Jahr	Anzahl der Samen	Anzahl der Pflanzen und %-Anteil der ausgebrachten Samen			
		2010	2011	2012	2013
2009	400	ca. 360 (90 %)	ca. 325 (81 %)	300 (75 %)	300 (75 %)
2010	150	-	23 (15 %)	7 (5 %)	9 (6 %)
2011	300	-	-	283 (94 %)	270 (90 %)
2012	250	-	-	-	240 (96 %)

Der Erfolg ist offenbar sehr vom Verlauf des Winters, im Einzelnen von den Temperaturen, der Schneelage und der Bodendurchfeuchtung abhängig. Die Jahre 2009 und 2011 verliefen überaus erfolgreich, die Ansaat 2012 gelang nicht. Hier gilt es, die Zeitreihen noch fortzusetzen und weitere Erfahrungen zu sammeln.

In den ersten zwei Jahren nach der Ansaat wurde die Konkurrenz von *Brachypodium pinnatum* und *Bromus erectus* ein wenig zurückgedrängt. Wenn der Diptam 20 cm Wuchshöhe erreicht, ist das nicht mehr erforderlich.

Die Ansaat und Pflege diptamreicher Pflanzenbestände ist zweifellos mit einem hohen Arbeitsaufwand verbunden. Dieser Aufwand lässt sich jedoch durch eine geschickte Steuerung des Lichtregimes minimieren. Auch ist zu berücksichtigen, dass Diptam eine Leitpflanze artenreicher Ökotope ist und im Kielwasser des Diptams weitere Arten wie *Orchis purpurea*, *O. mascula*, *Ophrys aphylla*, *O. insectifera*, *Iris aphylla*, *Anthericum ramosum*, *Scorzonera purpurea*, *Inula hirta*, *Thesium*-Arten, *Laserpitium latifolium* u. a. gefördert werden.

5. Zusammenfassung

Beschrieben wird die Förderung und Pflege von Diptambeständen im nördlichen Harzvorland (LSA) und die Ansaat und Ausbringung von Diptampflanzen ins Freiland unter verschiedenen Bedingungen von 1982 bis heute.

Diptam ist ein Kulturfolger. Die wirksamste Naturschutzmaßnahme ist zweifellos die Beibehaltung historischer forstlicher Nutzungsformen auf kleinem Raum oder eine gezielte, aufwandarme Waldrandpflege zur Diptamförderung. Die Förderung weitgehend intakter Bestände erfolgt über den Lichtfaktor. In stark regressiven oder senilen Beständen ist auch die Neuansaat direkt ins Freiland ein probates Verfahren, wenn die Gräserkonkurrenz über zwei bis drei Jahre zurückgedrängt werden kann. Eine Anzucht ex situ und spätere Verpflanzung ist möglich, aber sehr aufwendig.

Im Kielwasser des Diptams lassen sich weitere bestandesbedrohte Arten fördern.

Diptam kann 30-40 Jahre alt werden, ein Monitoring benötigt deshalb Zeit und ist für befristete Projektarbeiten nicht geeignet (vgl. PARTZSCH 2009).

Literatur

- BENKERT D., FUKAKEK, F. & KORSCH, H. (Hrsg.) (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschland. – K 603, G. Fischer Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 615 pp.
- DIERSCHEKE, H. (1974): Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortgefälle an Waldrändern. – Scripta Geobot. 6: 1–246. Göttingen.
- FRANK, D. & NEUMANN, V. (Hrsg.) (1999): Bestandessituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. – E. Ulmer Stuttgart: 52 pp.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (Hrsg.) (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – S. 318, E. Ulmer Stuttgart: 768 pp.
- HERDAM, H. (1993): Neue Flora von Halberstadt. – S. 185, Hrsg. Bot. AK. Nordharz e. V., Quedlinburg: 385 pp.
- KINKELDEY, M. in KISON, H.-U. & AHRENS, W. (2010): Unterwegs im Natur- und Geopark Harzer Pflanzenwelt erleben. – Hrsg. Regionalverband Harz e. V., Quedlinburg: 8–11.
- KUGLER, H. & SCHMIDT, W. (1988): Das Gebiet der unteren Unstrut. Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandsaufnahme in den Gebieten Wiehe, Nebra, Freyburg. – Werte unserer Heimat 46: 1–189. Nebra.
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – S. 644 UTB, E. Ulmer Stuttgart: 1051 pp.
- PARTZSCH, M. (2009): Populationsstruktur und Vergesellschaftung von *Dictamnus albus* L. in thermophilen Säumen des unteren Unstruttals (Sachsen-Anhalt). – Tuexenia 29: 63–82, Göttingen.
- SCHNEIDER, L. (1868): Wanderungen im Magdeburger Florengebiet in den Jahren 1866 und 1867. – Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 10: 39–100.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & KLOTZ, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Spektrum Akad. Verlag Heidelberg, Berlin: 472 pp.

Dank: Für die Mitwirkung bei den Arbeiten insbesondere in den Hoppelbergen bedanke ich mich bei Udo Wolff. Hinweise zum Diptammanagement diskutierte ich mit Alfred Bartsch, Egbert Günther und Dr. Wolfgang Eberspach. Bei Frau Käthe Engeleiter bedanke ich mich für die technische Unterstützung.

Autor:

Dr. Uwe Wegener
Meisenweg 27
38820 Halberstadt

Pflanzen als Zeiger für die Verbreitung und den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen am Beispiel der Allerniederung

Thomas Kaiser

Herrn Prof. Dr. Dietmar Brandes zum 65. Geburtstag gewidmet.

Zusammenfassung

Floristische Erhebungen im Rahmen der Basiserfassung für das FFH-Gebiet „Aller (mit Barnbruch), untere Oker, untere Leine“ werden exemplarisch zur Charakterisierung der Verbreitung und des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen als Beispiel für die Vegetationsökologie linearer Strukturen analysiert. Großblaukräuter wie *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* traten bis vor kurzem in der Aller fast nur oberhalb von Langlingen auf. Das Fehlen in anderen Abschnitten war vermutlich ein Ergebnis mangelnder Sohlenstabilität und Wasserqualität im Fließgewässer. Zahlreiche Altgewässer unter anderem mit *Stratiotes aloides* begleiten den Fluss. Für die uferbegleitenden Staudenfluren sind *Veronica maritima*, *Thalictrum flavum* und *Angelica archangelica* typisch. Insbesondere die zuerst genannte Art ist in der Lage, über die Verbreitung von Diasporen mit dem Hochwasser neue Standorte in der Aue schnell zu besiedeln. *Impatiens glandulifera* zeigt an der unteren Oker starke Ausbreitungstendenzen. Besonders kennzeichnend für die Mähwiesen ist *Centaurea jacea*, die vor allem an der Unteraller verbreitet ist. Sandtrockenrasen haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Landkreisen Heidekreis und Celle. Unter den kennzeichnenden Arten der Auenwälder ist das Verbreitungsareal von *Stellaria nemorum* besonders erwähnenswert, weil diese Sippe nur im Mündungsbereich der Lachte bei Celle vorkommt.

Abstract

Plants inform about the distribution and the conservation status of habitats at the Aller lowland

The floristical inventory of the SAC „Aller (mit Barnbruch), untere Oker, untere Leine“ informs about the distribution and the conservation status of habitats as an example of the vegetation ecology of linear textures. In the past *Potamogeton lucens* and *P. perfoliatus* were found in the river Aller only above Langlingen. The taxa are missed in other parts of the river Aller because the ground of the river was not persistent and the water quality was too bad. An interesting plant of the backwaters is *Stratiotes aloides*. Typical plants of the eutrophic tall herbs at the river banks are *Veronica maritima*, *Thalictrum flavum* and *Angelica archangelica*. *Veronica maritima* fastly spreads hydrochor. *Impatiens glandulifera* intensively disperses at the Oker. *Centaurea jacea* is a characteristic plant of the lowland hay meadows, especially at the districts of Verden and Heidekreis. Dry and sandy open grasslands mostly appear at the districts of Heidekreis and Celle. A characteristic taxa of the alluvial forests is *Stellaria nemorum*. This plant only appears at the mouth of the river Lachte near to Celle.

Keywords: Aller, Oker, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton perfoliatus*, *Stratiotes aloides*, *Veronica maritima*, *Thalictrum flavum*, *Angelica archangelica*, *Impatiens glandulifera*, *Centaurea jacea*, *Stellaria nemorum*, *Tulipa sylvestris*.

1. Einleitung

Im Rahmen der sich aus der FFH-Richtlinie ergebenden Monitoring-Aufgaben (vergleiche RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, FARTMANN et al. 2001) waren Bestandsaufnahmen der Lebensraumtypen sowie der Flora des FFH-Gebietes Nr. 90 „Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker“ (EU-Meldenummer DE 3021-331) durchzuführen. Diese Erhebungen wurden im Rahmen von sechs Einzelbestandsaufnahmen in den Jahren 2001 bis 2003 mit einzelnen Nacherhebungen 2004 im Auftrage der Bezirksregierungen Braunschweig, Hannover und Lüneburg durchgeführt. Neben der Ansprache von Biotop- und Lebensraumtypen und der Erhebung diverser Strukturparameter wurden zur nachvollziehbaren Charakterisierung der Biotop- und Lebensraumtypen sowie zur Bewertung der Erhaltungszustände floristische Daten erhoben. Auf diese Weise sind umfangreiche Daten zur räumlichen Verbreitung verschiedener Farn- und Blütenpflanzen in dem FFH-Gebiet zusammengetragen worden.

Die floristischen Erhebungen im Rahmen der Basiserfassung für das FFH-Gebiet „Aller (mit Barnbruch), untere Oker, untere Leine“ werden nachfolgend für die Teilräume Aller und untere Oker exemplarisch zur Charakterisierung der Verbreitung und des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen als Beispiel für die Vegetationsökologie linearer Strukturen analysiert, um auf diese Weise an ein wesentliches Forschungsthema der Braunschweiger Geobotanik anzuknüpfen (zum Beispiel BRANDES 1998). Das hier betrachtete FFH-Gebiet gehört zu den größten deutschen Schutzgebieten des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 und verbindet über die Fließgewässer Aller, Oker und Leine die niedersächsischen Städte Braunschweig, Wolfsburg, Gifhorn, Celle, Hannover und Verden.

2. Kurzcharakterisierung des Betrachtungsraumes

Das FFH-Gebiet Nr. 90 erstreckt sich in der östlichen Hälfte Niedersachsens über die Landkreise Verden, Heidekreis, Celle, Gifhorn und Peine, die Städte Braunschweig und Wolfsburg und die Region Hannover und ist mit 18.031 ha das viertgrößte FFH-Gebiet Niedersachsens. Es umfasst in einer Gesamtlänge von mehr als 200 km drei miteinander verbundene Flussniederungen (Aller, untere Oker und untere Leine). Die Fließgewässer stellen sich als relativ naturnah dar. In den Auen dominiert intensiv genutztes Grünland, in das artenreiches Grünland feuchter bis nasser sowie mäßig feuchter bis mäßig trockener Standorte eingestreut ist. Weitere wertgebende Bestandteile sind die zahlreichen Altwässer, die gehölzfreien Sümpfe, Hartholz- und Weichholzauwälder, Bruchwälder und Eichen-Mischwälder sowie die auf den trockenen Geestkanten und Talranddünen liegenden Sandmagerrasen, Heideflächen und Birken-Eichenwälder (NMU 1999, NLWKN 2009).

3. Methodische Hinweise

Im Rahmen der Inventarisierung des FFH-Gebietes in den Jahren 2001 bis 2003 mit einzelnen Nacherhebungen 2004 im Maßstab 1:10.000 wurde die Verbreitung der im Gebiet vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen der seinerzeit gültigen niedersächsischen Roten Liste einschließlich Anhangliste (GARVE 1993) sowie die floristische Ausstattung der im Gebiet vorkommenden Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie und der Biotoptypen der seinerzeit gültigen niedersächsischen Roten Liste (v. DRACHENFELS 1996) erhoben. Auf diese Weise sind allein für die Teilräume Aller und untere Oker 53.454 floristische Datensätze mit räumlichem Bezug

zusammen gekommen, die für die vorliegende Untersuchung mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems ausgewertet wurden. Die Nomenklatur erwähnter Pflanzensippen folgt BUTTLER & HAND (2008).

4. Ergebnisse

4.1. Allgemeine floristische Daten

Im Rahmen der Bestandsaufnahmen wurden im FFH-Gebiet 675 Farn- und Blütenpflanzensippen und damit etwa 29 % der niedersächsischen Flora (vergleiche GARVE 2004) festgestellt, wobei die höchsten Sippenzahlen in dem zum Landkreis Celle gehörenden Teil des FFH-Gebietes festgestellt wurden (Tab. 1). Zu beachten ist aber, dass die Inventarisierung solche Sippen nicht einschließt, die im niedersächsischen Tiefland als ungefährdet gelten und die nur außerhalb von FFH-Lebensraumtypen und Biototypen der niedersächsischen Roten Liste vorkommen. Unterrepräsentiert sind daher insbesondere Sippen der Äcker, der Säume und der ruderalen Standorte. Die tatsächliche Sippenzahl des FFH-Gebietes dürfte demzufolge noch um einiges höher liegen.

Tabelle 1: Florenbestand im FFH-Gebiet Nr. 90.

Table 1: Floristical inventory of the SAC No. 90.

Anteil an der Gesamtflora des jeweiligen Landkreises nach FEDER (2002, 2004), FEDER & WITTIG (2000), KAISER et al. (2007) sowie WITTIG et al. (2000).

Teilgebiet	Sippenzahl	Anteil an der Gesamtflora des jeweiligen Teilgebietes
Landkreis Verden	369	33 %
Landkreis Heidekreis	439	37 %
Landkreis Celle	441	31 %
Region Hannover	335	Florenliste für die Region Hannover liegt nicht vor
Barnbruch	398	37 %*
Aller und Oker im ehemaligen Regierungsbezirk Braunschweig	440	41 %*

* Die zum Vergleich herangezogene Florenliste von FEDER (2002) bezieht sich auf den Landkreis Gifhorn.

Insgesamt konnten im Rahmen der Erhebungen 180 Sippen der seinerzeit gültigen niedersächsischen Roten Liste (einschließlich Anhang-Sippen) nachgewiesen werden, die sich auf 6.578 Einzelwuchsorte verteilten. Eine Übersicht über die Verteilung der Sippen auf die Gefährdungskategorien der Roten Liste kann der Tab. 2 entnommen werden.

Tabelle 2: Verteilung der nachgewiesenen Pflanzensippen auf die Gefährdungsgrade der seinerzeit gültigen Roten Liste Niedersachsens.

Table 2: Distribution of the founded plant taxa to the red data book categories of Lower Saxony.

Gefährdungsgrad für das niedersächsische Tiefland nach GARVE (1993): 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potenziell gefährdet.

Die zum Vergleich aufgeführte Anzahl aller nachgewiesenen Sippen bezieht sich auf die im Rahmen des niedersächsischen Pflanzenartenerfassungsprogrammes (SCHACHERER 2001) zu früheren Zeiten gemeldeten Funde.

Region		Gefährdungsgrad						Summe
		0	1	2	3	4	Anhang	
Landkreis Verden	alle nachgewiesenen Sippen	0	1	6	68	1	20	96
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	1	3	41	1	11	57
Landkreis Heidekreis	alle nachgewiesenen Sippen	0	1	24	95	1	24	145
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	1	8	58	0	16	83
Landkreis Celle	alle nachgewiesenen Sippen	0	2	28	112	1	26	169
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	0	10	69	1	17	97
Region Hannover	alle nachgewiesenen Sippen	keine Angaben	keine Angaben	keine Angaben	keine Angaben	keine Angaben	keine Angaben	keine Angaben
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	0	3	28	1	6	38
Barnbruch	alle nachgewiesenen Sippen	0	1	33	75	0	14	123
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	1	17	46	0	11	75
Aller und Oker im ehem. Regierungsbezirk Braunschweig	alle nachgewiesenen Sippen	0	0	26	101	0	25	152
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	0	8	57	0	11	76
Gesamtgebiet	alle nachgewiesenen Sippen	0	4	73	154	3	35	269
	aktuelle Nachweise 2001 bis 2003	0	2	35	114	3	26	180

4.2. Makrophyten der Fließgewässer

Die potenzielle natürliche Vegetation der Aller besteht aus dem *Sparganio-Elodeetum potametosum perfoliati* (KAISER & ZACHARIAS 2003, vergleiche PREISING et al. 1990). Differenzialarten dieser Subassoziation und kennzeichnende Sippen für intakte Ausprägungen dieser Vegetationseinheit und damit auch des Lebensraumtyps 3260 (Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und *Callitriche-Batrachion*) sind die Großlaichkräuter *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* (PREISING et al. 1990). Beide Sippen traten bis vor kurzem in der Aller beinahe

ausschließlich oberhalb von Langlingen auf (Messtischblatt-Quadranten 3427/2, 3428/3 sowie 3529/1 und 2), ansonsten fast nur in Altgewässern. PREISING et al. (1990) weisen auf eine starke Gefährdung der Subassoziation durch Wasserverschmutzung hin, da die damit verbundene Wassertrübung den lichtliebenden Großlaichkräutern das Licht entziehe.

Die gegenwärtige Wasserqualität der Aller ist zumindest als alleiniger Grund für das Fehlen von *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* in weiten Abschnitten des Fließgewässers auszuschließen. REMY (1991) fand mit Ausnahme der Chlorid-Konzentration selbst das in Bezug auf die Wasserqualität noch anspruchsvollere *Ranunculetum fluitantis* in Fließgewässern mit höherer Belastung als sie nach den Messwerten des NLWK (2004) für die Aller vorliegen. Anthropogen erhöhte Chlorid-Konzentrationen treten in der Aller insbesondere aufgrund der Einflüsse einiger Kalihalden auf, die erhöhte Chlorid-Frachten über die Fuhse und Leine verursachen. Nach NLWK (2004) liegen die durchschnittlichen Chlorid-Konzentrationen in der Aller in Höhe von Celle etwa zwischen 90 und 95 mg/l und bei Verden zwischen 160 und 170 mg/l.

Ab etwa 100 mg/l Chlorid kann ein in der Zusammensetzung der Flora spürbarer Einfluss auftreten (ZIEMANN 1967, NOBEL 1980, BEUG 1995). In Bezug auf die Chloridwirkung auf makrophytische Wasserpflanzen führt REMY (1991) aus, dass von den meisten Süßwasserpflanzen Chlorid-Konzentrationen von 100 bis 150 mg/l noch toleriert werden, während größere Mengen toxisch wirken (vergleiche auch BEUG 1995). Nach VAN DEN BRINK & VAN DER VELDE (1993) wirkt sich Chlorid auf das Wachstum von *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* wie folgt aus: Die Biomasseproduktion wird bei Chlorid-Werten von 7,0 mmol/l (119 mg/l) gegenüber 1,4 mmol/l (24 mg/l) im Kontrollversuch signifikant reduziert. Betroffen ist die relative Blatt- und Wurzel-Biomasse. Auch kommt es zu einer reduzierten Blütenbildung. Letzteres wurde auch von TWILLEY & BARKO (1990) für *Potamogeton perfoliatus* festgestellt. Zu beachten ist aber, dass sich die Laichkräuter vorrangig vegetativ vermehren (WIEGLEB & BRUX 1991). Das *Sparganio-Elodeetum* trat in den von REMY (1991) untersuchten Gewässern noch bei maximalen Chlorid-Konzentrationen von 651 mg/l auf, das *Potamogeton lucens* sogar bei Werten bis 935 mg/l. Die Chlorid-Konzentrationen in der Aller liegen somit weit darunter. VAN DEN BRINK & VAN DER VELDE (1993) berichten über eine Studie, die 600 Gewässer der Niederlande einbezogen hat. Danach treten *Potamogeton perfoliatus* und *P. lucens* in Gewässern mit moderaten Chlorid-Konzentrationen auf (Spannbreite 0,6 bis 5,0 mmol/l [10 bis 85 mg/l], Mittelwert 2,0 mmol/l [34 mg/l]). Der Rückgang der Arten am unteren Rhein wird auf zunehmende Salzfrachten zurückgeführt, wo maximale Werte von 7,5 mmol/l Chlorid auftraten. BLÜMEL et al. (2002) sowie PORSCHE et al. (2008) berichten von Nachweisen von *Potamogeton perfoliatus* von Peenestrom, Alterwasser, Kleinem Haff, Saaler Bodden und Grabow sowie von Nachweisen von *Potamogeton lucens* von Peenestrom und Kleinem Haff. Auf Vorkommen von *Potamogeton perfoliatus* und *P. lucens* im Kleinen Haff weisen auch PEHLKE et al. (2008) hin. Die Gewässer weisen Salinitätswerte zwischen etwa 1 und über 5 PSU (Practical Salinity Units) auf (näherungsweise 1.000 bis 5.000 mg/l Chlorid). Somit wird deutlich, dass die beiden Laichkraut-Sippen weitaus höhere Chlorid-Konzentrationen vertragen als sie in der Aller auftreten.

Dass die Wasserqualität der Aller sowohl in Bezug auf die aktuelle Chlorid-Konzentration als auch auf andere Stoffe nicht ursächlich für das Fehlen von *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* ist, wird auch dadurch deutlich, dass beide Sippen punktuell selbst noch im Heidekreis in der Aller wachsen. Beispielsweise wurden 2011 beide Sippen unmittelbar oberhalb der Schleuse Hademstorf (3223/4) und im Allershafen von Rethem (3222/1) festgestellt. 2013 wurde in mehreren Abschnitten der Aller im Landkreis Celle (zum Beispiel zwischen Celle und Hambühren, 3326/3) *Potamogeton perfoliatus* in etwas strömungsberuhigten ufernahen Abschnitten gefunden.

Die Schwebstofffracht eines Fließgewässers hat deutliche Auswirkungen auf die Vegetationszusammensetzung (REMY 1993a, 1993b). Gerade breitblättrige Pflanzen wie *Potamogeton lucens* und

P. perfoliatus haben in trübstoffreichen Gewässern Standortnachteile und sie können am ehesten noch dort existieren, wo die fließende Welle auf den Blättern sedimentierte Schwebstoffe wieder wegspült. Die Wassertrübung kommt jedoch nicht als alleinige Ursache für das Fehlen der Großlaichkräuter in der Aller in Betracht, da die bestehenden Wuchsorte von *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* in der Aller im Heidekreis gerade in solchen Bereichen liegen, die vergleichsweise tiefes und fast stehendes Wasser aufweisen, so dass der Lichtentzug durch Wassertrübung und Ablagerung von Sedimenten auf den Blättern an diesen Standorten überdurchschnittlich hoch sein muss. Auch in den Allerabschnitten im Landkreis Celle werden eher strömungsarme Bereiche besiedelt.

Eine andere denkbare Ursache für die auffällige Verbreitung der Großlaichkräuter wäre die Nutzung der Aller als Bundeswasserstraße mit dem durch den Schiffsverkehr verursachten Wellenschlag unterhalb von Celle und der damit einher gehenden mechanischen Belastung der Pflanzen. Der vom Schiffsverkehr verursachte Wellenschlag kann aber ebenfalls nicht allein ursächlich für das Fehlen der Laichkrautarten sein, denn sowohl *Potamogeton lucens* als auch *P. perfoliatus* kommen beispielsweise in großen Beständen in den Stichkanälen Hildesheim und Salzgitter vor (eigene Erhebungen in den Jahren 2008 beziehungsweise 2012), wo der Schiffsverkehr noch weitaus mehr Wellenschlag verursacht, ohne dass es offensichtlich zu einer relevanten Schädigung der Pflanzen kommt. Auch das Neuauftreten von *Potamogeton perfoliatus* in mehreren Allerabschnitten des Landkreises Celle spricht gegen diese Ursache.

Da keine anderen plausiblen Erklärungsmuster erkennbar sind, dürfte das Fehlen der Großlaichkräuter wie überhaupt das weitgehende Fehlen von Makrophyten in weiten Abschnitten der Aller außer durch Wasserqualität und Trübstofffrachten durch die mangelnde Sohlenstabilität im Fließgewässer verursacht sein. Die Aller führt große Mengen Sand mit sich, die ständig umgelagert werden, optisch aber nur nach Hochwässern auffällig in Erscheinung treten (Abb. 1), so dass es insbesondere unterhalb von Langlingen kaum Bereiche mit stabiler Gewässersohle als Voraussetzung für die Etablierung von Makrophyten gibt. Oberhalb davon, besonders östlich von Gifhorn, sind längere Abschnitte mit stabiler Gewässersohle vorhanden und auch die vereinzelt Wuchsorte in der Aller in den Landkreisen Celle und Heidekreis betreffen ausnahmslos Standorte mit kleinräumig stabilerer Gewässersohle (Vorhafen einer Schleuse, Hafenbecken, strömungsberuhigte ufernahe Abschnitte). Die aktuell beobachtete Ausbreitung von *Potamogeton perfoliatus* in der Aller wird möglicherweise durch eine verbesserte Wasserqualität in der Aller befördert.

4.3. Makrophyten der Stillgewässer

Allein in dem zur Allerniederung gehörenden Teil des FFH-Gebietes in den Landkreisen Verden, Heidekreis und Celle befinden sich 619 Stillgewässer. Bemerkenswert ist die hohe Anzahl an naturnahen Altgewässern, die zum Teil noch in direkter offener Verbindung zu einem Fließgewässer stehen (Altarme), zum überwiegenden Teil aber vollständig davon abgeschnitten sind (Altwässer). Die größte Anzahl an Auengewässern hat der Landkreis Heidekreis aufzuweisen, gefolgt von den Landkreisen Celle und Verden (KAISER et al. 2011). Die Häufung im Landkreis Heidekreis spiegelt sich auch darin wider, dass der Landkreis durch die zahlreichen Auengewässer den dritthöchsten Prozentanteil aller Landkreise an kleineren natürlichen Stillgewässern in Niedersachsen aufweist (v. DRACHENFELS et al. 1984).



Abb. 1: Sandablagerungen am Allerufer unterhalb von Celle nach einem Hochwasser.

Fig. 1: Alluvial deposits at the bank of the Aller near Celle after a flood water.

Eine Auswertung der Daten der FFH-Basiserfassung von KAISER et al. (2011) zeigt, dass die für den Lebensraumtyp 3150 (Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des *Magnopotamions* oder *Hydrocharitions*) besonders kennzeichnenden Pflanzenarten nur in vergleichsweise wenigen Gewässern auftreten (Tab. 3), wobei *Hydrocharis morsus-ranae* noch die deutlich weiteste Verbreitung hat. BEUG (1996a) weist darauf hin, dass die Froschbiss-Fazies den nährstoffreicheren Flügel anzeigt und insgesamt eine weitere standörtliche Spanne abdeckt als die Krebscheren-Fazies. *Nuphar lutea* als der in den Gewässern der Allerniederung am weitesten verbreitete Hydrophyt tritt dagegen in 186 Gewässern und damit in 30 % aller Gewässer auf. Auf den Rückgang der submers wachsenden Laichkraut-Arten weist bereits BEUG (1995, 1999) hin.

Tabelle 3: Häufigkeit der für den Lebensraumtyp 3150 besonders kennzeichnenden Pflanzenarten in der Allerniederung (aus KAISER et al. 2011: 77).

Table 3: Abundance of charateristic plant taxa of the habitat 3150 in the Aller lowland (from KAISER et al. 2011: 77).

	Fundorte	
	absolut	%
Stillgewässer, insgesamt	619	100
Froschbiss (<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>)	94	15,2
Krebschere (<i>Stratiotes aloides</i>)	38	6,1
Gewöhnlicher Wasserschlauch (<i>Utricularia vulgaris</i> agg.)	8	1,3
Glänzendes Laichkraut (<i>Potamogeton lucens</i>)	7	1,1
Durchwachsenes Laichkraut (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	4	0,6

Die Verbreitung der Pflanzenarten zeigt, dass Defizite vor allem bei solchen Arten und Gesellschaften bestehen, die auf eher mesotrophe Verhältnisse und auf klares Wasser angewiesen sind (vergleiche STRASBURGER 1981, BEUG 1995, 1996a, 1996b, 1997, 1999, PREISING et al. 1990). Das in der Regel deutlich getrübte Wasser wirkt sich insbesondere auf untergetaucht wachsende Großblaukräuter negativ aus, auf deren Blätter Schwebstoffe sedimentieren, so dass die Fotosynthese stark eingeschränkt wird. Das *Potamogetonum lucentis* benötigt relativ klares Wasser mit Sichttiefen zwischen 0,7 und 1,4 m (HORST et al. 1966). Die in der Regel eutrophen Verhältnisse führen zur Verdrängung konkurrenzschwacher Arten mesotropher Gewässer wie dem Wasserschlauch beziehungsweise teilweise wirken die Nährstoffkonzentrationen auch direkt schädigend auf die Pflanzen. Deutlich getrübtes Wasser ist einerseits eine Folge der Verschlämmung und Eutrophierung der Gewässer. Andererseits kann es auch eine Folge einer nicht ausgeglichenen Artenzusammensetzung der Fischfauna sein, wenn aufgrund einseitiger Nutzung im Rahmen des Angelbetriebes Raubfische nicht in ausreichender Dichte vorhanden sind, so dass es zu überhöhten Beständen gründelnder Fische und planktonfressender Fische kommt, wodurch Sediment aufgewirbelt und das filtrierende Zooplankton dezimiert wird (CAPITO et al. 2006).

Bezüglich des Vorkommens von *Stratiotes aloides*, die ihren Schwerpunkt innerhalb des FFH-Gebietes in den Landkreisen Heidekreis und Celle hat, zeigen die Untersuchungen von KAISER et al. (2011) eine negative Korrelation mit dem Verschlämmungsgrad der Gewässer, wenngleich eine gewisse Verschlämmung typisch für die von dieser Art besiedelten Gewässer ist (vergleiche HORST et al. 1966, CASPER & KRAUSCH 1980, POTT & REMY 2000, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Gewässer mit direkter Anbindung an die Aller (Altarme) werden von der Krebschere nur selten besiedelt. Die Krebschere ist in unterschiedlich großen Gewässern anzutreffen, wobei allerdings große Gewässer nur in Buchten besiedelt werden, was offensichtlich an der dort verminderten Windexposition und Wellenbewegung liegt (vergleiche HORST et al. 1966, CASPER & KRAUSCH 1980, BEUG 1996a, JÄGER & WERNER 2002), eventuell auch an geringeren Wassertiefen (Besiedlung seichter Gewässer nach CASPER & KRAUSCH 1980, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Ähnlich wie bei der Krebschere verhält sich die Situation bei *Hydrocharis morsus-ranae*, wobei sich allerdings eine etwas größere Verbreitungsdichte in der sandgeprägten Aue abzeichnet.

Potamogeton lucens ist dagegen in Altarmen genauso vertreten wie in von der Aller abgeschnittenen Altwässern. Bei dieser Art zeigt sich eine Bevorzugung natürlicher Gewässer und vom Hochwasser stärker beeinflusster Gewässer. Vermutlich fällt es dieser ursprünglich auch in der Aller selbst verbreiteten Sippe schwer, künstliche Gewässer zu besiedeln und eine gewisse zumindest zeitweilige Durchströmung bewirkt das Abspülen von auf den Blättern abgelagerten Sedimenten, so dass die Fotosynthesemöglichkeiten wieder verbessert werden (vergleiche REMY 1993a, 1993b). Die meisten Gewässer weisen derzeit eine zu starke Gewässertrübung auf, als dass sie von dem *Potamogetonum lucentis* besiedelt werden könnten (vergleiche HORST et al. 1966).

Der konkurrenzschwache und nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) eher mesotrophe Gewässer besiedelnde Gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.) wächst in der Allerniederung vor allem als Pionier in frisch entstandenen Flachgewässern, so beobachtet in bei Osterloh neu angelegten Gewässern in den Jahren 2009 und 2010 (vergleiche GARVE et al. 2011). Auch werden extensiv unterhaltene mesotrophe Gräben in zum Teil großen Beständen besiedelt.

Bei einem Vergleich der hydrochemischen Kenndaten des Vorkommens der Sippen nach BEUG (1995) mit den von KAISER et al. (2011) ermittelten chemisch-physikalischen Gewässergütedaten zeigt sich, dass grundsätzlich in fast allen untersuchten Gewässern hinsichtlich der Hydrochemie geeignete Wuchsbedingungen beispielsweise für *Stratiotes aloides* herrschen. Eine Gefahr für die Krebschere stellt nach JORDAN et al. (2010) sowie KUNZE et al. (2012) vor allem der anaerobe Schlammkörper mit hohen Stickstoff-, Phosphat- und Schwefelgehalten dar, der zum Absterben der Pflanzen im Winterhalbjahr führen kann, wenn die Pflanzen auf den Gewässergrund abgesunken sind. ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) weisen auf eine Sulfidtoxizität der Krebs-

schere hin. Die anhand des Bremer Grabensystems gewonnenen Erkenntnisse lassen sich auf die Gewässer der Allerniederung übertragen. Auch hier deutet sich der Verschlammungsgrad der Gewässer als entscheidend für das Vorkommen der Krebschere an. Zusätzlich sind an die Aller angebundene Altarme für diese Art weniger günstig, weil sich hier die Wasserstandsschwankungen in der Aller ungepuffert im Altarm durchpausen. Eine Ausnahme stellen Altarme im unmittelbaren Rückstaubereich von Wehranlagen dar, weil hier deutlich geringere Wasserstandsschwankungen auftreten. *Stratiotes aloides* reagiert auf stark schwankende Wasserstände empfindlich (CASPER & KRAUSCH 1980). Problematisch können neben Niedrigwasserständen mit Trockenfallen der Krebscheren besonders Hochwässer während der Vegetationsperiode sein, durch die die langen Wurzeln, mit denen sich die Pflanzen am Gewässergrund verankern, abreißen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010: 503). Auf eine Gefährdung durch Hochfluten weist auch BEUG (1995) hin. Nach POTT (1995) sowie POTT & REMY (2000) gehen Rückgänge der Krebschere außer auf Gewässerverunreinigungen zum großen Teil auf den Befall mit dem Pilz *Fusarium roseum* zurück.

4.4. Uferstaudenfluren

In den uferbegleitenden Staudenfluren, die dem Lebensraumtyp 6430 (Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe) zuzurechnen sind, sind die Stromtalpflanzen (vergleiche ZACHARIAS & GARVE 1996) *Veronica maritima*, *Thalictrum flavum* und *Angelica archangelica* weit verbreitet. *Veronica maritima* tritt schwerpunktmäßig im unmittelbaren Ufersaum der Aller etwa zwischen Gifhorn und der Allermündung in die Weser auf, fehlt aber auch an Oker und Leine nicht. Verschiedene Beobachtungen aus dem Celler Raum zeigen, dass diese Sippe in der Lage ist, über die Verbreitung von Diasporen mit dem Hochwasser neue Standorte in der Aue schnell zu besiedeln. So fanden sich an einem im Winterhalbjahr 2006/07 neu angelegten Altgewässer unterhalb von Celle (3326/3) in der Vegetationsperiode 2010 zahlreiche Pflanzen von *Veronica maritima* und es hatte sich dort innerhalb von nur drei Jahren eine relativ typische Vegetation des Lebensraumtyps 6430 neu eingestellt (GARVE et al. 2011). 2012 traten im innerstädtischen Teil von Celle (3326/3) in der Allerniederung auf temporär vom Allerhochwasser überfluteten Brachflächen mehrere hundert Pflanzen von *Veronica maritima* auf, wo diese Sippe im Jahr 2002 vergeblich gesucht worden war.

Thalictrum flavum ist in der Allerniederung ebenfalls weit verbreitet, jedoch weniger eng an das unmittelbare Fließgewässerrufer gebunden, das heißt häufig tritt die Sippe auch in feuchten Staudenfluren in der Niederung auf. Deutlich häufiger als *Veronica maritima* ist *Thalictrum flavum* auch in der Okerniederung zu finden, wo sie ebenfalls weniger die unmittelbaren Gewässerrufer als vielmehr vor allem brach gefallenes Feuchtgrünland besiedelt, wie schon von BRANDES (1992) beschrieben wurde. Diese Sippe ist offensichtlich nicht so schnell in der Lage, neue Standorte zu besiedeln, wie das bei *Veronica maritima* beobachtet wurde.

Angelica archangelica ist in den uferbegleitenden Staudenfluren von Aller, Oker und Leine weit verbreitet. Das ist insofern erwähnenswert, als erst SCHENK (1950) erstmals über das Auftreten dieser Sippe im Betrachtungsraum berichtet hat. Er stellte eine Einbürgerung an der unteren Fuhse bis zur Mündung in die Aller fest, wo die Sippe „in Menge am Spülsaum“ (S. 11) wuchs, ohne dass sie aber auch an der Aller selbst auftrat. DIERSCHKE et al. (1977) fanden *Angelica archangelica* dagegen bereits in der Allerniederung weit verbreitet vor. An der Oker trat die Sippe zu dieser Zeit bereits von Braunschweig bis zur Mündung in die Aller auf (vergleiche auch BRANDES 1976, 1992).

Impatiens glandulifera zeigt besonders an der unteren Oker deutliche Ausbreitungstendenzen und ist dort weit verbreitet, während die Besiedlung in der Allerniederung zumindest noch vergleichs-

weise lückig ist. Die Ausbreitung der neophytischen Sippe lässt sich gut anhand älterer Vergleichsaufnahmen von GROTE & BRANDES (1991) sowie OPPERMANN & BRANDES (1993) dokumentieren. Seinerzeit wurde *Impatiens glandulifera* an der Oker nur oberhalb von Schladen und im Stadtgebiet von Braunschweig festgestellt. 1998 trat die Sippe dann bereits zwischen Schladen und Braunschweig verbreitet auf (OPPERMANN & BRANDES 1999) und bis 2000 hat sich die Ausbreitung noch einmal deutlich fortgesetzt (GROTE 2001). Inzwischen ist die Sippe praktisch auf gesamter Lauflänge der Oker auch unterhalb von Braunschweig zu finden.

4.5. Grünland und Magerrasen

Eine typische Sippe des Lebensraumtyps 6510 (Magere Flachland-Mähwiesen [*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*]) im gesamten FFH-Gebiet ist *Centaurea jacea*. Auch wenn die Verbreitungskarte von GARVE (2007) auf eine relativ homogene Verbreitung im Gebiet hindeutet, zeigen die Detailerhebungen im Rahmen der FFH-Basiserfassung einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an der Unteraller in den Landkreisen Verden und Heidekreis. Hier ist die Sippe noch auf zahlreichen Wiesen zu finden, während sie sich in anderen Teilen des FFH-Gebietes vielfach aus dem Grünland auf Wegsäume zurückziehen musste, wenngleich auch dort immer noch Vorkommen im Grünland existieren.

Ein typisches Element der Allerniederung sind auch Sandtrockenrasen vom Typ des *Diantho-Armerietum*, wie sie ausführlich von JECKEL (1975, 1984) dokumentiert wurden. Sie haben ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb des FFH-Gebietes in den Landkreisen Heidekreis und Celle. Allerdings entsprechen die meisten der Bestände trotz ihrer hohen Schutzwürdigkeit (vergleiche v. DRACHENFELS 2012) keinem Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-Richtlinie, da nur auf Dünen befindliche Ausprägungen als Lebensraumtyp einzustufen sind (Lebensraumtyp 2330 - Dünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis*).

4.6. Auenwälder

Unter den kennzeichnenden Sippen der Auenwälder des FFH-Gebietes ist das Verbreitungsareal von *Stellaria nemorum* besonders erwähnenswert, weil diese Sippe nur im Mündungsgebiet der Lachte bei Celle in der Allerniederung vorkommt und dort den Lebensraumtyp 91E0 (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* [*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*]) als dem *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* zugehörig kennzeichnet. Im Einzugsgebiet der Lachte sind *Stellaria nemorum* und das *Stellario nemorum-Alnetum* weit verbreitet (KAISER 1991). In der Allerniederung tritt dagegen ansonsten eher das *Pruno-Fraxinetum* auf. Eine Ausbreitung von *Stellaria nemorum* etwa über mit dem Hochwasser transportierte Diasporen in die weitere Allerniederung konnte in den letzten gut 20 Jahren vom Verfasser nicht beobachtet werden.

Gesellschaften aus dem *Salicion albae*-Verband treten in der Allerniederung wegen der vergleichsweise nur geringen Hochwasserdynamik nicht als Schlusswaldgesellschaft sondern nur als temporäres Sukzessionsstadium auf (KAISER & ZACHARIAS 2003).

Hartholzauenwälder des Lebensraumtyps 91F0 (Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* [*Ulmenion minoris*]) sind in großflächiger Ausdehnung nur im Landkreis Heidekreis zwischen Bierde und Ahlden zu finden. Über eine aktuelle floristische Inventarisierung dieser Wälder berichtet FEDER (2013). In anderen Teilen des FFH-Gebietes treten Hartholzauenwälder zwar regelmäßig, aber immer nur mit vergleichsweise

kleiner Flächenausdehnung auf. Eigene Untersuchungen im Raum Celle haben gezeigt, dass die Verbreitung der Hartholzauenwälder hier recht gut mit der Linie des 10-jährlichen Hochwassers korreliert, das heißt eine zumindest noch ansatzweise erkennbare auenwaldtypische Vegetation tritt in den Wäldern nur dort auf, wo im statistischen Mittel zumindest noch alle zehn Jahre ein Hochwasserereignis auftritt. Gut ausgeprägte Auenwälder benötigen häufigere Überflutungen.

Eine Besonderheit des Celler Raumes ist noch, dass es der neophytischen Wilden Tulpe (*Tulipa sylvestris*) gelungen ist, sich aus den historischen Parkanlagen und Gärten kommend in der freien Landschaft der Allerniederung zu etablieren. *Tulipa sylvestris* kommt nicht nur auf beweideten, gemähten oder gärtnerisch gepflegten Flächen vor, sondern auch in naturnaher Saum-, Gebüsch- und Waldvegetation, darunter auch in Auenwaldgesellschaften des *Pruno-Fraxinetum* und des *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* sowie des *Ulmion minoris*-Unterverbandes und damit auch in den Lebensraumtypen 91E0 und 91F0. *Tulipa sylvestris* zeigt ein flussnahes Verbreitungsmuster, das auf Hydrochorie schließen lässt (WOHLGEMUTH & KAISER 2008).

Danksagung: Dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz sei für die Erlaubnis gedankt, die im Auftrage des Landes Niedersachsen erhobenen floristischen Daten für die vorliegenden Auswertungen nutzen zu dürfen. An den Geländearbeiten wirkten neben dem Verfasser Edith Büscher-Wenst, Angelica Heintzmann, Hildegard van't Hull, Karsten Kohls, Barbara Räder und Jan Willcox mit.

Literatur

- BEUG, J. (1995): Die Vegetation nordwestdeutscher Auengewässer - pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen im Ems-, Aller- und Leinetal. – Abh. Westfäl. Museum Naturkde. 57 (2/3): 106 pp. Münster.
- BEUG, J. (1996a): Die Krebscherengesellschaft (*Stratiotetum aloides* (Rübel 1920) Nowinski 1930) in Auengewässern des Leinemündungsgebietes. – Beitr. Naturkde. Niedersachs. 49 (3/4): 144–152.
- BEUG, J. (1996b): Die Stillgewässer des Ems-, Aller- und Leinetals im vegetationskundlichen Vergleich. – Ber. Reinhold-Tüxen-Ges. 8: 45–60.
- BEUG, J. (1997): Vegetationsveränderungen in Stillgewässern des unteren Allertals. – Beitr. Naturkde. Niedersachs. 50 (2): 84–88.
- BEUG, J. (1999): Veränderungen der Hydrophytenvegetation in Stillgewässern des unteren Allertals von 1981 bis 1995. – Naturkd. Beitr. Soltau-Fallingb. 6: 1–18.
- BLÜMEL, C., DOMIN, A., KRAUSE, J.C., SCHUBERT, M., SCHIEWER, U. & SCHUBERT, H. (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. – Rostocker Meeresbiol. Beitr. 10: 5–111.
- BRANDES, D. (1976): Bestätigungen und Neufunde bemerkenswerte Gefäßpflanzen. – Göttinger Florist. Rundbr. 9 (4): 121–122.
- BRANDES, D. (1992): Ruderal- und Saumgesellschaften des Okertals. – Braunschw. naturkd. Schr. 4 (1): 143–165.
- BRANDES, D. (Ed.) (1998): Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen. – Braunschw. Geobotan. Arb. 5: 304 pp.

-
- BRINK, F.W.B. VAN DEN & VELDE, G. VAN DER (1993): Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine. – *Aquatic Botany* 45 (4): 285–297.
- BUTTLER, K.P. & HAND, R. (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – *Kochia*, Beih. 1: 107 pp.
- CAPITO, S., CHRISTMANN, K.-H., GRÜNDIG, K., HUPFER, M., KRAUSE, D., POLTZ, J., SPIEKER, J., THEIS, M. & UEBERBACH, J. (2006): Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie. – DWA-Merkbl. DWA-M 606: 114 pp. Hennef.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.-D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta, 1. Teil. – Süßwasserflora von Mitteleuropa 23: 403 pp. Stuttgart.
- DIERSCHKE, H., JECKEL, G. & BRANDES, D. (1977): Das *Calystegio-Archangelicetum litoralis* Pass. (1957) 1959 in Nordwest-Deutschland. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N.F. 19/20: 115–124.
- DRACHENFELS, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 34: 146 pp. Hannover.
- DRACHENFELS, O. v. (2012): Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen – Regenerationsfähigkeit, Wertstufen, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 32 (1): 1–60.
- DRACHENFELS, O. v., MEY, H. & MIOTK, P. (1984): Naturschutzatlas Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 13: 267 pp. Hannover.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1334 pp.
- FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura 2000-Gebieten. – Angew. Landschaftsökologie 42: 725 pp. + Anhang. Bonn - Bad Godesberg.
- FEDER, J. (2002): Die wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Gifhorn (Niedersachsen). – Braunschw. naturkd. Schr. 6 (3): 619–669.
- FEDER, J. (2004): Die wild wachsenden Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Soltau-Fallingb. – Florist. Not. Lüneburger Heide 12: 2–20.
- FEDER, J. (2013): Die Flora der drei Hartholz-Auenwälder im Allertal zwischen Bierde und Ahlden (Heidekreis). – Florist. Not. Lüneburger Heide 21: 22–29.
- FEDER, J. & WITTIG, B. (2000): Die Gefäßpflanzenflora des Landkreises Verden. – *Drosera* 2000 (1-2): 29–52.
- GARVE, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung vom 1.1.1993. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 13 (1): 1–37.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 24 (1): 1–76.
- GARVE, E. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 43: 507 pp. Hannover.
- GARVE, E., ELLERMANN, G., GERKEN, R., KAISER, T. & LANGBEHN, H. (2011): Bericht vom 17. Röderhof-Treffen. – Florist. Not. Lüneburger Heide 19: 2–13.

- GROTE, S. (2001): Ausbreitung, Konstanz oder Rückgang? – Bestandsentwicklung und Ausbreitungsverhalten von Neophyten an den Uferböschungen der Oker (Niedersachsen). – Braunschw. Geobotan. Arb. 8: 133–149.
- GROTE, S. & BRANDES, D. (1991): Die Flora innerstädtischer Flußufer – dargestellt am Beispiel der Okerufer in Braunschweig. – Braunschw. naturkd. Schr. 3 (4): 905–926.
- HORST, K., KRAUSCH, H.-D. & MÜLLER-STOLL, W.R. (1966): Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Elb-Havel-Winkel. – Limnologica 4 (1): 101–163.
- JÄGER, E.J. & WERNER, K. (2002): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4, Gefäßpflanzen: Kritischer Band. – Spektrum, Heidelberg – Berlin: 948 pp.
- JECKEL, G. (1975): Die Sandtrockenrasen (*Sedo-Scleranthetea*) der Allerdünen bei Celle - Boye. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N.F. 18: 103–109.
- JECKEL, G. (1984): Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen. – Phytocoenologia 12: 9–153.
- JORDAN, R., KESEL, R., KUNDEL, W., BRUNKEN, H., WEBER, G., WERNER, S., ZACHARIAS, D., SCHIRMER, M., KUNZE, K., KLUGKIST, H. & NAGLER, A. (2010): Erprobung von Managementmaßnahmen in Bremen zum Erhalt der Krebschere als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands – Endbericht. - Hanseatische Naturentwicklung GmbH, Bremen: 232 pp. + Anhang-Band.
- KAISER, T. (1991): Der Hainsternmieren-Erlenwald (*Stellario nemori-Alnetum glutinosae* [Kästner 1938] Lohm. 1957) im ostniedersächsischen Flachland. – Tuexenia 11: 345–354.
- KAISER, T., BRENCHE, J., KIRCHBERGER, U., BRÜMMER, I., GRIMM, S., LEMMEL, G., PUDWILL, R. & WILLCOX, J. (2011): Empfehlungen für die Altgewässer-Entwicklung in Niedersachsen. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 31 (2): 55–121.
- KAISER, T., ELLERMANN, G., GERKEN, R. & LANGBEHN, H. (2007): Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landkreises Celle, 4. Fassung. – Florist. Not. Lüneburger Heide 15: 2–17.
- KAISER, T. & ZACHARIAS, D. (2003): PNV-Karte für Niedersachsen auf Basis der BÜK 50 – Arbeitshilfe zur Erstellung aktueller Karten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation anhand der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 23 (1): 1–60.
- KUNZE, K., JORDAN, R., KESEL, R., KUNDEL, W., NAGLER, A., SCHIRMER, M. & ZACHARIAS, D. (2012): Erprobung von Managementmaßnahmen zum Erhalt der Krebschere (*Stratiotes aloides*) als Leitart für die ökologisch wertvollen Graben-Grünland-Gebiete der Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands. – Natur Landsch. 87 (8): 362–369.
- NLWK – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (2004): Chemische Gewässergüte 1992 – 2003, Gewässergütebericht 2004 – Betriebsstelle Verden, Schriftenr. Bd. 10: 43 pp. Verden.
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2009): Wertbestimmende Lebensraumtypen nach Anhang I und wertbestimmende Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie in Niedersachsen. – 99 pp. Hannover.
- NMU – Niedersächsisches Umweltministerium (1999): Gebietsvorschläge zur abschließenden Umsetzung der FFH-Richtlinie der EU (92/43/EWG) in Niedersachsen. Vorschlag 90 Aller (mit Barnbruch), untere Leine, untere Oker. – 8 pp. Hannover.
- NOBEL, W. (1980): Die Wirkung von Salzen und Pflanzennährstoffen auf die Vegetation limnischer Ökosysteme. – Daten Dokumente Umweltschutz 30: 139–152.

-
- OPPERMANN, F.W. & BRANDES, D. (1993): Die Uferflora der Oker. – Braunschw. Naturkd. Schr. 4 (2): 381–414.
- OPPERMANN, F.W. & BRANDES, D. (1999): The riparian flora of the Oker river system (Europe, Northern part of Germany). – Internet-Veröffentlichung, <http://www.biblio.tu-bs.de/geobot/lit/okerpage.html> [12.07.1999].
- PEHLKE, H., FÜRST, R., SCHABELON, H. & SORDYL, H. (2008): Kurzbericht zur Evaluierung der Gewässerqualitätsziele. – IKZM-Oder Ber. 41: 86 pp.
- PORSCHKE, C., SCHUBERT, H. & SELIG, W. (2008): Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste. – Rostocker Meeresbiol. Beitr. 20: 109–122.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands, 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 622 pp.
- POTT, R. & REMY, D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. – Ulmer, Stuttgart: 255 pp.
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H.E. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 20 (8): 47–161.
- REMY, D. (1991): Vergleichende pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen an Fließgewässern ausgewählter Naturräume Nordwestdeutschlands. – Dissertation, Universität Hannover: 221 pp.
- REMY, D. (1993a): Auswirkungen von Strömung und Schwebstoffführung auf die Verbreitung und Verteilung von Fließgewässermakrophyten. – Verh. Ges. Ökologie 22: 279–284.
- REMY, D. (1993b): Licht als begrenzender Faktor für die Verbreitungsmöglichkeit von Makrophyten in unterschiedlichen Gewässertypen. – Verh. Ges. Ökologie 22: 285–288.
- RÜCKRIEM, C. & ROSCHER, S. (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – Angew. Landschaftsökologie 22: 456 pp. Bonn - Bad Godesberg.
- SCHACHERER, A. (2001): Das Niedersächsische Pflanzenarten-Erfassungsprogramm. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 21 (5 – Supplement Pflanzen): 20 pp.
- SCHENK, E. (1950): *Archangelica* im Kreise Celle. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgem., N.F. 2: 11.
- STRASBURGER, K. (1981): Wasserpflanzengesellschaften im unteren Allertal. – Dissertation, Universität Hannover: 209 pp.
- TWILLEY, R.R. & BARKO, J.W. (1990): The growth of submerged macrophytes under experimental salinity and light conditions. – Estuaries 13: 311–321.
- WIEGLEB, G. & BRUX, H. (1991): Comparison of life history characteristics of broad-leaved species of the genus *Potamogeton* L. I. General characterization of morphology and reproductive strategies. – Aquatic Botany 38: 131–146.
- WITTIG, B., FEDER, J., ARKENAU, T., SCHNEIDER-HÖKE, D. & BARGEN, D. v. (2000): Rote und Blaue Liste der im Landkreis Verden gefährdeten Gefäßpflanzen 2000. – Landkreis Verden, Verden: 24 pp.
- WOHLGEMUTH, J.O. & KAISER, T. (2008): Die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris* L.) im Raum Celle – Biotopbindung und Verbreitungsbild eines Neophyten. – Braunschw. Geobot. Arb. 9: 491–497.

ZACHARIAS, D. & GARVE, E. (1996): Verbreitung und Häufigkeit von Stromtalpflanzen im ehemaligen Amt Neuhaus (Mittelbe, Lkr. Lüneburg). – Braunsch. Geobot. Arb. 4: 35–58.

ZIEMANN, H. (1967): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Flora und Fauna der Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Werra und Wipper. – Fortschritte Wasserchemie 7: 50–80.

Autor:

Prof. Dr. Thomas Kaiser
Leuphana Universität Lüneburg
Institut für Ökologie
Büro: Arbeitsgruppe Land & Wasser
Am Amtshof 18
29355 Beedenbostel
E-mail: Kaiser-alw@t-online.de

A review of anthropogenic changes in the vascular plant flora and vegetation of the Arctic with special reference to Greenland

Fred J.A. Daniëls

This contribution is dedicated to colleague Prof. Dr. Dietmar Brandes on occasion of his 65th anniversary as a tribute to his geobotanical contributions to the flora of man-made habitats.

Abstract

Typical features and biodiversity of the vascular plant flora of the Arctic are shortly reviewed, followed by an annotated survey of the non-native vascular plant flora of Greenland derived from literature and own expertise. Species number of the Arctic vascular plant flora is moderate with c. 2.218 accepted entities (including species, subspecies, apomictic aggregates, a few collective species and some hybridogenic taxa). There are 106 endemic species whereas 136 primarily non-Arctic “borderline” species just reach the southernmost subzone of the Arctic. The Arctic territory is subdivided into 21 floristic provinces and 5 bio-climatic subzones. A group of 190 species are considered to be non-native within at least one of these Arctic regions. They include stabilized introductions (*) and casual introductions (**). In addition, there are at least 205 species only known as casual introduction (**). These are left out of account here. Many of the 190 non-native species are grasses (*Poaceae*) and composites (*Asteraceae*) being diagnostic of European anthropogenic vegetation classes *Molinio-Arrhenatheretea* R. Tx. 1937 and *Stellarietea mediae* R. Tx. et al. ex von Rochow 1951. Ninety-five of these 190 non-native species are known from Greenland. Stabilized introductions (*) are generally restricted to old cultural landscapes in and around settlements and towns in climatologically favorable parts of Greenland and the Euro-Siberian Arctic. In Greenland this group includes 49 species. All also occur in the Western Greenland floristic province (GW). Human influence on flora and vegetation since the Norse Landnám at the end of the 10th century is described with inclusion of a short survey of Greenland’s history. Nowadays human influence is particularly pronounced in sheep-breeding areas and near old historical sites in S and SW Greenland, where many stabilized (*) and casual introductions (**) are found as a result of overgrazing, eutrophication, erosion and tourism and possibly early introduction. Habitat destruction is locally prominent along the west coast of Greenland caused by town expansion and other construction activities. Continuation of climate warming certainly will result into further introduction and expansion of boreal and southern species, drying of snow beds, mires and shallow ponds, and origin and shaping of new landscapes after melting of ice-cover and permafrost. However until now the native flora and vegetation of the Arctic and Greenland are still largely intact without serious influence of invasive species.

Zusammenfassung

Ein Überblick der anthropogenen Veränderungen in Flora und Vegetation der Arktis unter besonderer Berücksichtigung Grönlands

Die typischen Merkmale und die Biodiversität der arktischen Gefäßpflanzen-Flora werden kurz mit einer kommentierten Übersicht der nicht-heimischen Flora Grönlands auf der Grundlage der Literatur und eigener Erkenntnisse besprochen. Die Artenzahl der arktischen Gefäßpflanzen (Arten, Unterarten, Kleinarten, Aggregate, einige Kollektiv-Arten und hybride Taxa) ist auf ca. 2.218 beschränkt (über 205 nicht-eingebürgerten Arten (**) sind in dieser Zahl nicht enthalten). Es gibt 106 Endemiten und 136 primär nicht-arktische Grenzarten, die gerade noch die

südlichste arktische Sub-Zone erreichen. Die Arktis ist unterteilt in 21 Floren-Provinzen und fünf bioklimatische Sub-Zonen. Insgesamt 190 Arten, davon 95 in Grönland, sind irgendwo in der Arktis als nicht-heimisch (eingebürgert * und nicht-eingebürgert **) bekannt. Viele dieser Arten sind Gräser (*Poaceae*) und Korbblütler (*Asteraceae*) und sind diagnostisch für die europäischen anthropogenen Vegetationsklassen *Molinio-Arrhenatheretea* R.Tx. 1937 und *Stellarietea mediae* R. Tx. et al. ex von Rochow 1951. Die Verbreitung der eingebürgerten Arten (*) ist im Allgemeinen an alte Kulturlandschaften in den klimatisch günstigeren Regionen Grönlands und der Euro-Sibirischen Arktis gebunden. In Grönland enthält diese Gruppe 49 Arten, die alle auch in West-Grönland (GW) vorkommen. Der menschliche Einfluss macht sich besonders in den Gebieten mit Schafhaltung im Süden und Südwesten Grönlands bemerkbar. Der anthropogene Einfluss auf Flora und Vegetation seit der nordischen Landnahme (Landnám) am Ende des 10. Jahrhunderts bis heute sowie ein Überblick der Geschichte Grönlands werden vorgestellt. Heute ist der anthropogene Einfluss gut sichtbar in den bewohnten Regionen Grönlands, vor allem in den Gebieten mit moderner Schafzucht, wo noch historische Ruinen aus früheren Siedlungsperioden existieren. Hier finden sich viele eingebürgerte (*) und nicht-eingebürgerte (**) Arten durch Landwirtschaft und Tourismus. Die weitere Klimaerwärmung führt mit Sicherheit zu verstärkten Veränderungen in Flora und Vegetation. Südliche und boreale Arten werden sich ausbreiten; Schneetälchen, Moore und Tümpel trocknen aus und neue Landschaften werden durch Abschmelzen der Gletscher und des Permafrostes entstehen. Doch bis jetzt ist die heimische Gefäßpflanzen-Flora und Vegetation in der Arktis einschließlich Grönland noch weitgehend intakt. Nicht-heimische Arten sind noch keine Bedrohung für die heimische Flora und Vegetation.

Keywords: Global warming, non-native vascular plant flora, casual introduction (**), history, sheep-breeding, stabilized introduction (*).

1. Introduction

The present contribution mainly aims to address the non-native vascular plant flora of Greenland with reference to human activities. It is derived from literature and based on own field-expertise during the last forty years in the Arctic. Concise information on the native flora and vegetation of the Arctic and history of Greenland are included.

2. Research area

2.1. The Arctic and Greenland

The Arctic's total land surface is estimated 7.11 million km²; 2.11 million km² is covered by vegetated land, the remainder by ice (WALKER et al. 2005). Greenland covers c. 30 % of the land surface of the Arctic, whereas Greenland itself is covered for 85 % by world's second largest ice-cap which is largely surrounded by 15 % mountainous ice-free land.

Greenland stretches from 59°46' S to 83°39' N and 11°39' E to 73°08' W. (Fig. 1, CAVM 2003, WALKER et al. 2005). Its coastline is approximately 40.000 km long with countless islands and fjords (JENSEN & CHRISTENSEN 2003). Climate is harsh, with mean annual temperatures varying in the 20th century from plus 1.4 °C in the South (Narsarsuaq) to minus 9° C in the North (Qaanaq) (DANKER 2000). The land surface is still relatively little disturbed by human activities.

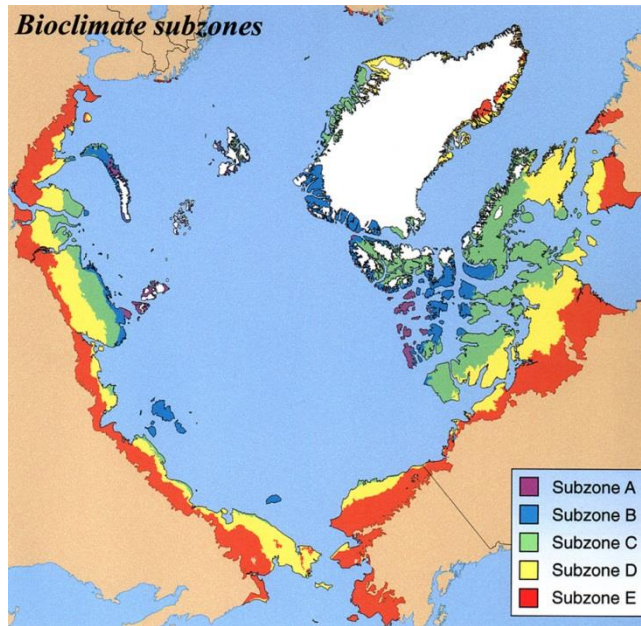


Fig. 1: Circumpolar Arctic Vegetation Map with subzones A-E (CAVM Team 2003).

Abb. 1: Zirkumpolare arktische Vegetationskarte mit Angabe der Subzonen A-E (CAVM Team 2003).

Tab. 1: Some features of the Arctic vascular plant flora composed from ELVEN (2007).

Tab. 1: Steckbrief der arktischen Gefäßpflanzen-Flora nach ELVEN (2007).

- 2,218 native and stabilized introduced (*) species within the Arctic in 430 genera and 91 families
- 600 agamospecies and > 205 casual introductions (**) are excluded.
- 2,028 species are native everywhere across the Arctic, including 106 endemic species (mainly of *Papaver*, *Puccinellia*, *Oxytropis*, *Draba* and *Potentilla*) and 136 borderline species (only reaching the southernmost Arctic subzone)
- 45 species occur solely as both native and stabilized introduction (*)
- 24 species occur solely as both native, stabilized (*) and casual introduction (**)
- 20 species occur solely as both native and casual introduction (**)
- 36 species occur solely as both stabilized (*) and casual introduction (**)
- 65 species occur solely as stabilized introduction (*)
- The Arctic flora and its phytogeographical scenery are still intact, no species loss since 1750
- Features of Arctic floras: High polyploidy level, asexual seed production, perennial life strategy, dominance of chamaephytes and hemicryptophytes, no trees, few gymnosperms, low-species diversity per family

The young post-glacial flora and vegetation of the Arctic are adapted to harsh and variable environmental conditions. These adaptations include low above-ground biomass production, low stature, long life-span, vegetative and asexual reproduction, and high polyploidy levels (Tab. 1). Floristic uniformity is high due to high percentages of circumpolar Arctic and circumpolar Boreal species. The physiognomy of the pan-Arctic vegetation is rather uniform and simple. The main physiognomic units are barrens, graminoid tundra's, prostrate-shrub tundra's, erect-shrub tundra's and wetlands (WALKER et al. 2005). A number of vegetation classes such as e.g. *Carici rupestris-Kobresietea bellardii* Ohba 1974 (non-acidic sedge and dwarf shrub vegetation), *Loiseleurio-Vaccinietea* Eggler ex Schubert 1960 (acidic dwarf shrub heath vegetation), *Drabo corymbosae-Papaveretea dahliani* Daniëls et al. 2015 ined. (cryptogam-rich herb polar desert vegetation) (Fig. 2)

and *Juncetea maritimae* Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine et Nègere 1952 (saltmarsh vegetation) have a circumpolar distribution.

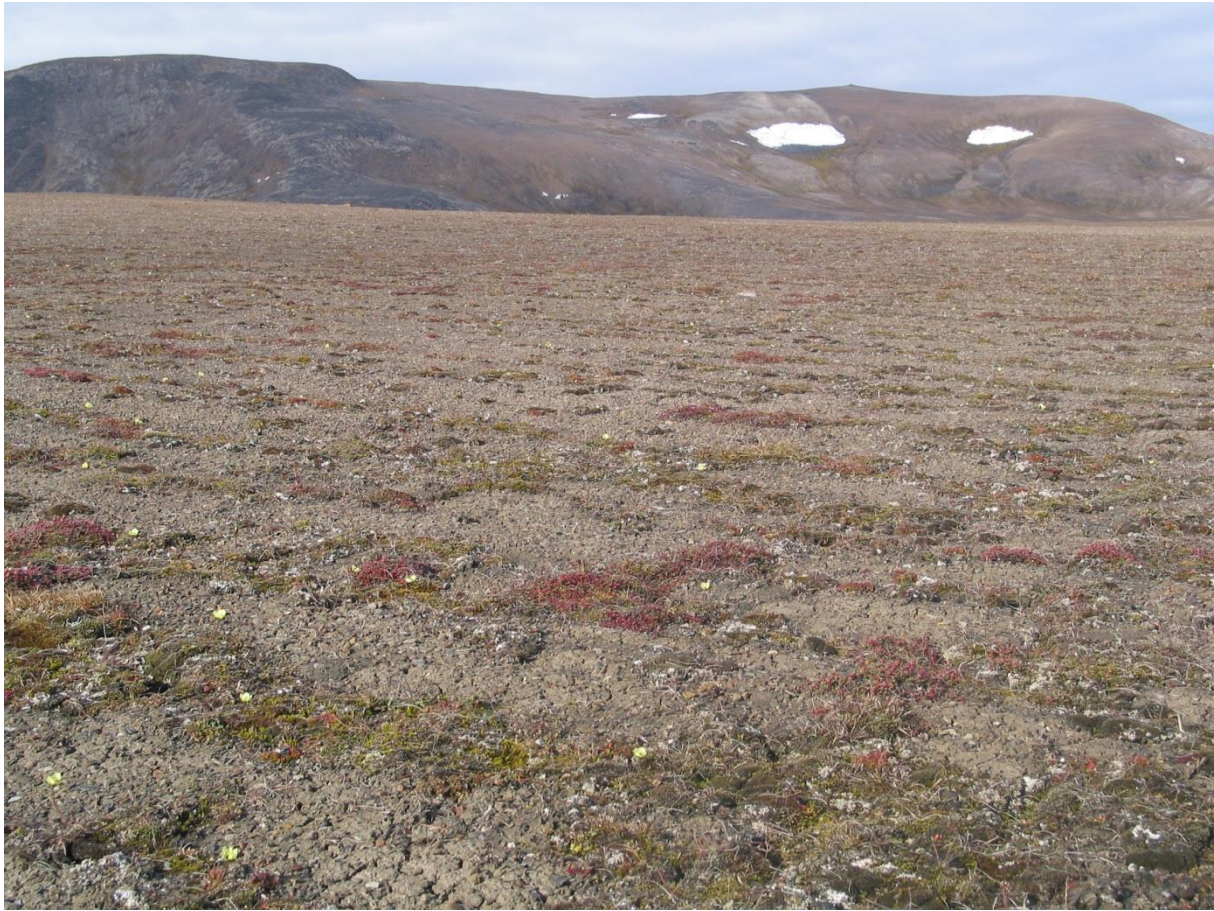


Fig. 2: Polar desert vegetation in Ellef Ringnes, Nunavut, Canada (subzone A) with *Saxifraga oppositifolia*, *Papaver* cf. *dablianum*, lichens and mosses. Fred J.A. Daniëls, July 2005.

Abb. 2: Vegetation der Polarwüste auf Ellef Ringnes, Nunavut, Kanada (Subzone A) mit *Saxifraga oppositifolia*, *Papaver* cf. *dablianum*, Flechten und Moosen. Fred J.A. Daniëls, Juli 2005.

Bio-climatically Greenland and the Arctic are divided into five subzones according to climate and zonal vegetation in the lowlands (Fig. 1). The northernmost Arctic herb subzone (“polar desert” or subzone A) is characterized by a mean July temperature of 0-3 °C and absence of woody plants (Fig. 2, Arctic herb subzone); the northern dwarf shrub subzone (B) by a mean of 3-5 °C; the adjacent middle Arctic dwarf shrub subzone (C) by a mean of 5-7 °C. Plant cover in these three high Arctic subzones is open. The densely vegetated low Arctic is divided into the southern dwarf shrub subzone (D) with mean of 7-9 °C and the southernmost low shrub subzone (E) with a mean of 9-12 °C (DANIËLS et al. 2000, WALKER et al. 2005). A minor part of the inland lowland of South Greenland is non-Arctic (FEILBERG 1984, FREDSKILD 1991, FEILBERG & FOLVING 1991). Species richness increases strongly from north to south (DANIËLS et al. 2013): vascular plant species numbers increase from <50 to >500 in local floras and from 102 in the flora of the Arctic herb subzone to 2.180 in that of the Arctic shrub subzone (Tab. 2; see further Fig. 2 in DANIËLS et al. 2013).

Tab. 2: Species groups in Arctic floristic provinces and subzones composed from ELVEN (2007) and DANIËLS et al. (2013).

Tab. 2: Artengruppen in den arktischen Flora-Provinzen und Sub-Zonen nach ELVEN (2007) und DANIËLS et al. (2013).

	Kanin-Pechora Polar Ural-Novaya Zemlya Yamal-Gydan												Taimyr-Severnaya Zemlya Anabar-Olenyok Kharaulakh Yana-Kolyma												W Chukotka Wrangel Island S Chukotka E Chukotka W Alaska N Alaska-Yukon Territory												Central Canada Hudson Bay-Labrador Ellesmere Land-N Greenland												W Greenland E Greenland N Iceland-Jan Mayen N Fennoscandia Svalbard-Franz Joseph Land												Arctic herb subzone n Arctic dwarf shrub subzone middle Arctic dwarf shrub subzone s Arctic dwarf shrub subzone Arctic shrub subzone												non-Arctic - Boreal or Boreal-alpine											
Floristic province	KP	UN	YG	Tm	Ao	Kh	YK	CW	WI	CS	CE	AW	AN	CC	HL	EP	GW	GE	Ic	FN	SF																																																															
Subzone																																																													A	B	C	D	E	N																		
Number of stabilized introduced species (*)	52	32	16	23	1	14	3	8	0	7	20	20	11	8	30	0	50	5	52	63	4	0	0	3	18	101	34																																																									
Casual introduced species (**)	18	8	4	16	0	3	0	4	1	2	4	14	3	3	9	0	26	4	2	13	32	0	0	27	10	0	0																																																									
Rare species	239	209	238	310	200	184	280	219	89	236	225	316	247	303	355	77	144	136	80	216	53	41	91	204	349	868	195																																																									
Species with a scattered distribution	165	228	129	121	144	118	80	151	76		140	212	172	157	174	46	174	105	74	157	47	23	39	85	213	392	563																																																									
Borderline species	14	5	23	35	14	13	12	2	0	9	0	50	40	30	58	0	0	0	17	28	0	0	0	0	0	136	0																																																									
Frequent species	151	137	96	136	67	223	53	238	145	136	265	210	256	137	141	76	159	141	211	171	79	38	90	188	389	681	1304																																																									
Present, abundance unknown	3	6	7	4	2	3	3	14	4	13	14	3	3	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1																																																									
Present, abundance likely rare	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0																																																									
Present, frequency likely scattered or sparse	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0																																																									
Species for which presence is uncertain	22	24	29	38	37	20	46	28	16	33	36	27	26	36	27	5	18	11	16	23	10	11	18	91	65	4	13																																																									
Total species number without uncertain occurrences	642	625	513	645	429	558	432	636	315	549	668	825	732	640	769	199	554	391	436	649	215	102	220	507	980	2180	2097																																																									
Mean species number per floristic province group	593			516			621			536			449			449																																																																				

The Arctic territory is longitudinally divided into 21 floristic provinces according to distribution patterns of vascular plants (ELVEN 2007, 2011, DANIËLS et al. 2013; Tab. 2). Floristic differences are prominent between Beringian floristic provinces (eastern Siberia and western N America) and the other provinces related to different glaciation histories and migration routes of the plants. Greenland comprises three floristic provinces: Ellesmere Land-N Greenland (EP), W Greenland (GW) and East Greenland (GE) (Tab. 3).

Tab. 3: Survey table of distribution of stabilized (*) introductions (group 1), stabilized (*) and casual (**) introductions (group 2), native species and stabilized (*) introductions (group 3), native species and casual (**) introductions (group 4), and native species, stabilized (*) and casual (**) introductions (group 5) in the five Arctic subzones, the Arctic, Greenland and the three Arctic Greenlandic floristic provinces. Native occurrences are marked r (rare), s (sparse) and f (frequent), in subzones by capitals. *Gramineae* are highlighted in light grey, *Asteraceae* in grey.

Tab. 3: Übersichtstabelle der Verbreitung der einbürgerten (*) Arten (Gruppe 1), der eingebürgerten (*) und nicht-eingebürgerten (**) Arten (Gruppe 2), der heimischen und eingebürgerten (*) Arten (Gruppe 3), der heimischen und nicht-eingebürgerten (**) Arten (Gruppe 4), sowie der heimischen, eingebürgerten (*) und nicht eingebürgerten (**) Arten (Gruppe 5) in den fünf arktischen Sub-Zonen und floristischen Provinzen, sowie in der Gesamt-Arktis, Grönland und drei floristischen Provinzen Grönlands. Heimische Arten in den floristischen Provinzen sind markiert mit r (selten), s (wenig) und f (häufig), in den Sub-Zonen mit Großbuchstaben. *Gramineae* sind hellgrau und *Asteraceae* sind grau markiert.

	Syntaxon	Arctic herb subzone	northern Arctic dwarf shrub subzone	middle Arctic dwarf shrub subzone	southern Arctic dwarf shrub subzone	Arctic shrub subzone	non-Arctic - Boreal or Boreal-alpine	Number of floristic provinces where the species occurs	Total number of species within the Arctic	Total number of species within Greenland	Ellesmere Land-Northern Greenland	Number of species in Western Greenland	Number of species in Eastern Greenland	Stabilized introduction (*) in GW	Stabilized introduction (*) in GE	Casual introduction (**) in GW	Casual introduction (**) in GE	Native species in GW	Native species in GE
Subzone		A	B	C	D	E	N												
Number of stabilized introductions (*)		0	0	3	18	101	34												
Number of casual introductions (**)		0	0	27	10	0	0												
Region/Floristic province									Arc	Grl	EP	GW	GE	GW	GE	GW	GE	GW	GE
Total number of species in species groups 1-5									190	95	0	94	20						
Numbers of stabilized (*), casual (**) and native species														49	5	26	4	19	11
Group 1																			
Stabilized (*) introductions									65	13	0	13	0	13	0	0	0	0	0
<i>Elytrigia repens</i> (subsp. <i>repens</i>)	MA	-	-	-	-	*	F	7			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	MA	-	-	-	-	*	S	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	MA	-	-	-	-	*	S	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Alopecurus geniculatus</i>	MA	-	-	-	-	*	F	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Poa pratensis</i> subsp. <i>angustifolia</i>	MA	-	-	-	-	*	R	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Achillea ptarmica</i>	MA	-	-	-	-	*	F	4			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Lepidotheca suaveolens</i>	PP	-	-	-	-	*	*	10			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Cirsium arvense</i> subsp. <i>arvense</i>	Sm	-	-	-	-	*	S	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	MA	-	-	-	-	*	F	8			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Spergularia rubra</i>	PP	-	-	-	-	*	S	2			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Linaria vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	Av	-	-	-	-	*	S	4			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Luzula multiflora</i> subsp. <i>multiflora</i>		-	-	-	-	*	S	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Papaver croceum</i>	-	-	-	-	*	*	*	3			-	*	-	*	-	-	-	-	-

Continue next page

(Tab. 3, continuation)

Group 2 Stabilized (*) and casual (**) introductions								36	29	0	29	2	12	0	17	2	0	0
<i>Phleum pratense</i> (subsp. <i>pratense</i>)	MA	-	-	**	**	*	*	8		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Alopecurus pratensis</i> subsp. <i>pratensis</i>	MA	-	-	-	-	*	S	8		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Schedonorus pratensis</i>		-	-	-	-	*	*	6		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Lolium perenne</i>	MA	-	-	-	-	*	*	4		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Bromopsis inermis</i>	Av	-	-	-	-	*	S	7		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Leucanthemum vulgare</i>	MA	-	-	-	-	*	F	5		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Artemisia vulgaris</i>	Av	-	-	-	-	*	S	6		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Tanacetum vulgare</i> subsp. <i>vulgare</i>	Av	-	-	-	-	*	F	5		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Sm	-	-	-	-	*	*	5		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Carduus crispus</i>		-	-	-	-	*	R	3		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Matricaria recutita</i>		-	-	-	-	*	*	3		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Scorzoneroideis autumnalis</i> subsp. <i>autumnalis</i>	MA	-	-	-	-	*	F	6		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Senecio vulgaris</i>		-	-	-	-	*	S	8		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Chenopodium album</i>	Sm	-	-	**	**	*	S	10		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Thlaspi arvense</i>	Sm	-	-	**	**	*	R	10		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Juncus bufonius</i>		-	-	-	-	*	F	10		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Trifolium hybridum</i> (subsp. <i>hybridum</i>)	MA	-	-	**	**	*	*	7		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Asperugo procumbens</i>		-	-	-	*	*	F	4		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Lamium purpureum</i>	PP	-	-	-	-	*	*	3		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Polygonum aviculare</i>	Sm	-	-	-	-	*	F	10		-	*	**	*	-	-	**	-	-
<i>Brassica rapa</i> subsp. <i>campestris</i>	Sm	-	-	**	**	*	*	10		-	**	**	-	-	**	**	-	-
<i>Carum carvi</i>	MA	-	-	-	-	*	F	6		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Galium mollugo</i> subsp. <i>erectum</i>	MA	-	-	-	-	*	*	4		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Melilotus albus</i>	Av	-	-	-	-	*	*	4		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Plantago major</i> (subsp. <i>major</i>)	PP	-	-	**	*	*	S	12		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Descurainia sophia</i>	Sm	-	-	-	-	*	*	6		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Silene vulgaris</i> (subsp. <i>vulgaris</i>)		-	-	-	-	*	*	5		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Rumex sylvestris</i> (subsp. <i>sylvestris</i>)		-	-	**	-	*	*	3		-	**	-	-	-	**	-	-	-
<i>Arabidopsis arenosa</i> (subsp. <i>arenosa</i>)		-	-	-	**	*	S	2		-	**	-	-	-	**	-	-	-
Group 3 Native species and stabilized (*) introductions								45	19	0	19	2	11	2	0	0	8	5
<i>Poa pratensis</i> subsp. <i>irrigata</i>		-	-	-	*	F	F	5		-	r	r	-	-	-	-	r	r
<i>Poa nemoralis</i>		-	-	-	-	S	F	8		-	s	r	-	-	-	-	s	r
<i>Agrostis stolonifera</i>	MA	-	-	-	-	S	F	9		-	r	*	-	*	-	-	r	-
<i>Poa pratensis</i> subsp. <i>pratensis</i>	MA	-	-	-	*	S	F	19		-	*	*	*	*	-	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	MA	-	-	**	*	F	F	7		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Agrostis capillaris</i>		-	-	-	-	S	F	5		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Achillea millefolium</i> subsp. <i>lanulosa</i>	MA	-	-	-	-	R	F	2		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Campanula rotundifolia</i>		-	-	R	F	F	F	17		-	f	f	-	-	-	-	f	f
<i>Rhinanthus minor</i>	MA	-	-	-	R	F	F	7		-	s	r	-	-	-	-	s	r
<i>Sagina procumbens</i>	Sm	-	-	R	R	S	F	7		-	s	r	-	-	-	-	s	r
<i>Vicia cracca</i>	MA	-	-	-	-	F	F	1		-	r	-	-	-	-	-	r	-
<i>Rumex acetosa</i> subsp. <i>acetosa</i>	MA	-	-	*	*	S	F	5		-	r	-	-	-	-	-	r	-
<i>Anthriscus sylvestris</i> subsp. <i>sylvestris</i>	MA	-	-	-	-	S	F	5		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Vicia sepium</i>	MA	-	-	-	-	F	F	5		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Veronica serpyllifolia</i> subsp. <i>serpyllifolia</i>	MA	-	-	-	-	S	F	5		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Barbarea stricta</i>		-	-	-	-	R	F	5		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Rubus idaeus</i> subsp. <i>idaeus</i>		-	-	-	-	R	F	3		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Rorripa palustris</i>		-	-	-	-	S	F	16		-	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>Sisyrinchium montanum</i>		-	-	*	-	R	S	2		-	*	-	*	-	-	-	-	-

Continue next page

(Tab. 3, continuation)

Group 4 Native species and casual (**) introductions								20	12	0	11	5	0	0	6	1	5	4
<i>Tripleurospermum maritimum</i> subsp. <i>phaeocephalum</i>		–	–	R	F	F	F	20		–	r	r	–	–	–	–	r	r
<i>Gnaphalium uliginosum</i>		–	–	–	R	R	S	4		–	r	–	–	–	–	–	r	
<i>Crepis tectorum</i> subsp. <i>tectorum</i>		–	–	–	–	R	F	2		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Equisetum arvense</i> subsp. <i>arvense</i>	Av	–	–	–	–	F	F	10		–	s	s	–	–	–	–	s	s
<i>Alchemilla filicaulis</i> subsp. <i>filicaulis</i>		–	–	–	S	F	F	5		–	s	s	–	–	–	–	s	s
<i>Juncus squarrosus</i>		–	–	**	–	R	S	4		–	r	r	–	–	–	–	r	r
<i>Alchemilla subcrenata</i>		–	–	–	–	R	F	4		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Draba verna</i>		–	–	–	–	R	S	3		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Atriplex prostrata</i> (subsp. <i>prostrata</i>)		–	–	–	–	R	F	2		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Plantago lanceolata</i>	MA	–	–	–	–	b	S	5		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Galium aparine</i>		–	–	–	–	R	F	4		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Astragalus alpinus</i> subsp. <i>alpinus</i>		–	–	R	F	F	F	12		–	–	**	–	–	–	**	–	–
Group 5 Native species, stabilized (*) and casual (**) introductions								24	22	0	22	6	13	3	3	1	6	2
<i>Poa annua</i>	MA	–	–	**	R	S	F	9		–	s	r	–	–	–	–	s	r
<i>Poa trivialis</i> (subsp. <i>trivialis</i>)	MA	–	–	**	–	R	F	6		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Beckmannia syzigachne</i>		–	–	–	–	R	F	8		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Poa palustris</i>	MA	–	–	**	*	S	F	11		–	**	–	–	–	**	–	–	–
<i>Achillea millefolium</i> subsp. <i>millefolium</i>	MA	–	–	**	**	F	F	10		–	*	*	*	*	–	–	–	–
<i>Taraxacum ruderalia</i> agg.	MA	–	–	**	*	R	F	6		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Tripleurospermum maritimum</i> subsp. <i>subpolare</i>		–	–	–	–	S	F	9		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Ranunculus acris</i>	MA	–	–	**	R	F	F	6		–	s	r	–	–	–	–	s	r
<i>Rumex longifolius</i>		–	–	**	**	S	F	7		–	r	–	–	–	–	–	r	–
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Sm	–	–	**	*	*	S	11		–	r	–	–	–	–	–	r	–
<i>Stellaria media</i>	Sm	–	–	**	*	F	F	14		–	s	*	–	*	–	–	s	–
<i>Polygonum boreale</i>		–	–	**	*	S	F	6		–	s	*	–	*	–	–	s	–
<i>Trifolium repens</i>	MA	–	–	**	–	S	F	13		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Ranunculus repens</i>	MA	–	–	**	*	F	F	12		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i>	MA	–	–	**	*	S	F	8		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Stellaria graminea</i>	MA	–	–	**	–	S	F	6		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Lathyrus pratensis</i>	MA	–	–	–	**	R	R	5		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Urtica dioica</i> subsp. <i>dioica</i>		–	–	**	*	R	F	6		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Urtica urens</i>	Sm	–	–	–	–	R	S	4		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Myosotis arvensis</i>	Sm	–	–	**	**	R	S	6		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Potentilla norvegica</i>	Av	–	–	–	–	S	F	9		–	*	–	*	–	–	–	–	–
<i>Rumex acetosella</i> subsp. <i>acetosella</i>	PP	–	–	**	?	F	F	10		–	**	**	–	–	**	**	–	–
Diagnostic species of anthropogenic European syntaxa																		
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> (MA) (37 species) (40 %)																		
<i>Stellarietea mediae</i> (Sm) (12 species) (13 %)																		
<i>Artemisietea vulgaris</i> (Av) (7 species) (7 %)																		
<i>Polygono-Poetea annuae</i> (PP) (5 species) (5 %)																		
Others (34 species) (36 %)																		
<i>Gramineae</i> (21 species) (22 %)																		
<i>Asteraceae</i> (18 species) (19 %)																		

“Species” richness of the vascular plant flora is moderate with c. 2.218 accepted entities (including species, subspecies, apomictic aggregates, a few collective species and some hybridogenic taxa). More than 600 named entities (at the species level or below, mainly micro-species of apomictic aggregates) are not accepted as distinct entities. Therefore these are excluded here, just as 205 species exclusively known as casual introductions (**) (ELVEN 2007, 2011, DANIËLS et al. 2013). The 2.218 species belong to 430 genera in 91 families. Species-rich families include *Asteraceae* (254 species), *Poaceae* (224), *Cyperaceae* (190), *Brassicaceae* (133), *Rosaceae* (128), *Fabaceae* (109), *Ranunculaceae* (102) and *Caryophyllaceae* (100). Species-rich genera include *Carex* (152 species), *Salix* (72), *Oxytropis* (58), *Potentilla* (50), *Draba* (41), *Ranunculus* (40), *Papaver* (39), *Poa* (36) and *Saxifraga* (35).

There are 106 endemic species and the genera *Papaver*, *Puccinellia*, *Oxytropis*, *Potentilla* and *Draba* account for more than 50 % of the endemic species diversity. Borderline species are primarily non-Arctic species reaching the southernmost subzone of the Arctic (Tab. 2). They include 136 species mainly occurring in the North-American and Siberian Arctic floristic provinces, whereas they are almost absent in Greenland (Tab. 2).

Furthermore c. 900 species of bryophytes and c. 1.750 of lichens are known to occur.

2.2. Human habitation and history of Greenland

Living conditions are harsh in the remote and tree-less Arctic due to cold climate, long winters, short growth season and non-productive soils with permafrost. As a consequence the Arctic is not very attractive for permanent human habitation. Consequently the Arctic was and still is sparsely populated with huge tracts of uninhabited land. Nowadays the entire Arctic houses around 220.000 inhabitants (MELTOFTE 2013). Most of the c. 56.000 Greenlanders lives in small towns and settlements in southern W Greenland. North and E Greenland are very sparsely populated.

Greenland’s habitation dates back from c. 2.500 B.C. The early inhabitants were Paleo-Inuit’s. They were hunters and came in subsequent migration waves from northern N America each group disappearing again after several centuries. The ancestors of the current Greenlandic population stem from Alaska representing the Thule culture (c. 1.100-1.500 A.D.) known from northern Greenland. The Inugsuk culture developed from the Thule culture and spread around Greenland. These Inugsuk Inuit’s mainly lived from seal hunting. After re-colonization of Greenland in the early 18th century they largely mixed with European immigrants (a. o. ANONYMOUS 1968, BARÜSKE 1990).

Until the appearance of the Norse settlers in S Greenland (Eastern Settlement) at the end of the 10th century (e.g. BRUUN 1918, KROGH 1967) and somewhat later in SW Greenland (Western Settlement), human impact on the postglacial flora and vegetation was negligible.

The Norse introduced farming in climatological favorable inland localities, established successfully many farms in small communities and reached a maximum population up to 3.000 inhabitants. In 1124 the Catholic Church appointed the first bishop of Greenland. In 1261 Greenland became part of the kingdom of Norway and 1397 under Danish rule. However the settlers were economically dependent on contact with Europe. They disappeared again at the middle of the 15th century. First the Western Settlement was abandoned, later the Eastern Settlement, possibly due to deterioration of climate, overgrazing, changes in social structure and diminishing interest of Norway.

By then the Thule culture had spread across the whole of Greenland, but in the preceding centuries the two cultures had existed side by side and there had been extensive trading and commerce (DANKER 2000, WÜTHRICH & THANNHEISER 2002).

After a period of European interest in finding the North-West Passage to Asia and conflicts on exploitation rights of the rich fishing and whaling grounds around Greenland a renewed period of colonization and Christianization started in the 18th century (1721) with the arrival of the Danish-Norwegian missionary Hans Egede. In 1747 Greenland became the status of a Danish protectorate. In 1774 the trade was monopolized by the Royal Danish Trade Company (KGH). From that time Greenland was gradually transformed from a Danish colony to a Danish province in 1953.

The German occupation of Denmark in World War II disrupted the connection with Greenland. The US and Denmark agreed on the Danish sovereignty of Greenland and on provision of protection and supplies during the war. Several bases were set up in West and East Greenland to provide air cover for the Atlantic convoys. The subsequent Cold War Period 1951 led to an agreement between the US and Denmark as NATO member in which the authority of defense of Greenland was delegated to the US. As a consequence several large air-bases were built of which only the Thule air-base in the Northwest is still under US control. The costs were covered by the revenues of the increased production of cryolite and products that were sold (DANKER 2000). Greenland's development continued after the World War II and included improvement of infrastructures a. o. organization of medical and social care, reorganization of trade and industry, modernization of shipping and air traffic, building activities and road constructions, all resulting in an increase of population. Moreover the Greenlanders got more and more politically active and organized. Greenland became a sustained economic and political autonomy status within the kingdom of Denmark and became 1979 largely independent with its own government (Home Rule) within the Danish Kingdom (DANKER 2000, WÜTHRICH & THANNHEISER 2002).

At the beginning of the 20th century a more modern sheep farming husbandry was introduced in S and SW Greenland (e.g. FREDSKILD 1988), which is nowadays an important mean of livelihood for many people (FEILBERG & HØEGH 2008). Today, the Greenlandic economy relies heavily on prawn, fish and seafood resources and supplies from Denmark. Hunting and fishing are still the main livelihoods in the East and North, modern sheep farming in the South (Fig. 3; FEILBERG & HØEGH 2008, MASSON-DELMOTTE et al. 2012). Nevertheless Greenland economy is still weak and could not survive without substantial transfers from Denmark. In addition the Arctic becomes more and more attractive for tourists. An example of this development is the increased number of cruise ship landings in Greenland ranging from c. 150 in 2003 to c. 380 in 2008 (MICHEL 2013). Greenland's population grew from 12.000 residents in 1900 to 57.000 in 2012. All these developments resulted in a gradually increased impact on flora and vegetation by local disturbance, eutrophication and introduction of many non-native plant species. Moreover the first signs of changes resulting from global warming during the last three decades became visible.

From the second half of the 19th century scientific exploration of Greenland was coordinated by the "Commission for Scientific Investigations in Greenland" founded in 1878 and publisher of the "Series Meddelelser om Grønland". Later on research facilities in Greenland were built such as e.g. the Arctic Station in Qeqertarsuaq (Disko, W Greenland), the Upernaviarsuk Agricultural Research Institute in S Greenland, the Zackenberg Research Station in NE Greenland, Kangerlugsuak International Science Support (KISS) in Kangerlugsuak, W Greenland and Greenland Nature Institute in Nuuk, SW Greenland. Nature conservation resulted in the establishment of protected areas. World's largest national park comprising almost entire N and NE Greenland was established 1974. Both Greenland and Denmark are members of the Arctic Council and participate in many International Arctic Research Organizations such as e.g. CAFF (Conservation of Arctic Flora and Fauna). Many international climate change related research efforts in

Greenland date from the last three decades. One of these is the Arctic Biodiversity Assessment (MELTOFTE 2013) some results of which are dealt with here.



Fig. 3: Sheep farming area of Brattahlíð (Eastern Settlement) in South Greenland with barley fields, meadows and grazing areas. Fred J.A. Daniëls, July 2008.

Abb. 3: Schafhaltung im Gebiet von Brattahlíð (Ostsiedlung) in Süd Grönland mit Gersten-Anbau, Wiesen und Weiden. Fred J.A. Daniëls, July 2008.

3. Methods

The results presented here are based on an evaluation of literature (e.g. ROSENVINGE 1896, OSTENFELD 1926, PORSILD 1932, BÖCHER et al. 1959, BÖCHER et al. 1978, PEDERSEN 1972, FEILBERG 1984, FREDSKILD 1988, 1996, BAY 1992, 2003, ELVEN 2007, 2011, RUNE 2011, SCHOFIELD et al. 2012, DANIËLS et al. 2013) and own 40-years field experience. The compilation of the data presented in Tab. 3 is derived from Appendix 9.4 in DANIËLS et al. (2013). If not mentioned otherwise the nomenclature of vascular plants used in the text follows the *Checklist of the Panarctic Flora (PAF) Vascular Plants* (ELVEN 2007).

Native plants include all plant species known to occur before c. 1.750 in the Arctic thus also possibly earlier introductions still persisting today. Non-native plants are divided into two groups, stabilized introductions (marked *) and casual introductions (marked **) (ELVEN 2007, 2011, DANIËLS et al. 2013). Stabilized introductions (*) are self-sustaining somewhere in the Arctic for

at least one generation by generative or vegetative reproduction and persist, whereas casual introductions (**) are species that are present for short periods of time, but do not persist. The *PAF* checklist includes only species that are either native or stabilized introduction (*) in at least one of the Arctic regions (floristic provinces or subzones). However they might change their status within at least one of the Arctic regions and might be considered casual introduction (**) there. The updated *Annotated Checklist of the Panarctic Flora (PAF) Vascular Plants* (ELVEN 2011) also enumerates an additional 205 non-native species that are known to occur in the Arctic only as casual introductions (**). They are not included in the list of 2.218 species because of lack of knowledge of their distribution.

4. Results and Discussion

4.1. Non-native vascular plants of the Arctic

One hundred and one non-native species (5 % of the flora) are considered stabilized introductions (*) in the Arctic (Appendix 9.4 in DANIÉLS et al. 2013; see also Tab. 3). In addition there are 89 species (4 %) that are native to one or more floristic provinces and subzones, but that are also found as non-native introduced species (* and **) elsewhere in the Arctic. Of these 89 native species, 45 are found as stabilized introductions (*), 20 as casual introductions (**), and 24 as both stabilized (*) and casual introductions (**) in at least one of the 21 floristic provinces or one of the five Arctic subzones. Thus a total of 170 (8 %) native and non-native species are considered stabilized introductions (*) somewhere in the Arctic. Including the native Arctic species that are also present as casual introductions (**) in some parts of the Arctic increases this number to 190 species (Tab.1, 2; see also Tab. 3).

The group of non-native stabilized introductions (*) is taxonomically rather diverse; however, *Poaceae* and *Asteraceae* account together for 33 % of this group (Appendix 9.4 in DANIÉLS et al. 2013; see also Tab. 3). The most widespread species are *Lepidotheca suaveolens* (group 1, Tab. 3, stabilized introduction (*) in 10 floristic provinces), *Plantago major* subsp. *major* (group 2, Tab. 3, stabilized (*) in 9, casual (**) in 2), and *Trifolium pratense* (group 1, Tab. 3, stabilized (*) in 8).

The native Arctic species that occur most widely as stabilized introduction (*) include *Trifolium repens* (group 5, Tab. 3, stabilized (*) in 10, casual (**) in 1, native in 2), *Puccinellia hauptiana* (absent in Greenland; stabilized (*) in 9, native in 3), *Poa pratensis* subsp. *pratensis* (group 3, Tab. 3, stabilized (*) in 8, native in 11), *Stellaria media* (group 5, Tab. 3, stabilized (*) in 8, casual (**) in 1, native in 5) and *Draba nemorosa* (absent in Greenland; stabilized (*) in 8, native in 3).

Floristic provinces with at least 5 % stabilized introductions (*) include Kanin-Pechora (KP) (52, 8 %, Tab. 2), W Greenland (GW) (50, 9 %, Tab. 2; 49, 9 %, Tab. 3), N Iceland-Jan Mayen (Ic) (52, 12 %) and N Fennoscandia (FN) (63, 10 %, Tab. 2).

The occurrence of stabilized introductions (*) generally restricted to old cultural landscapes in and around settlements and towns, in particular in climatologically favorable parts of the S and SW Greenland and the Euro-Siberian Arctic. This group mainly includes common species of anthropogenic European vegetation (Appendix 9.4 in DANIÉLS et al. 2013). *Descurainia sophia* (group 2, Tab. 3), *Thlaspi arvense* (group 2, Tab. 3), *Capsella bursa-pastoris* (group 5, Tab. 3) and *Lamium purpureum* (group 2, Tab. 3) are typical of rural and arable weed vegetation (*Stellarietea mediae* R. Tx. et al. ex von Rochow 1951). The grasses *Elytrigia repens*, *Anthoxanthum odoratum*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Alopecurus geniculatus* and *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (all

group 1, Tab. 3), *Poa supina* (absent in Greenland), and *Phleum pratense* (group 2, Tab. 3), and the forbs *Trifolium pratense* (group 1, Tab. 3), *Primula elatior* and *Veronica chamaedrys* (both absent in Greenland) are typical species of European anthropogenic grasslands (*Molinio-Arrhenatheretea* R.Tx. 1937) (e. g. MUCINA 1997, JAROLÍMEK & ŠIBÍK 2008).

Percentages of casual introductions (**) are relatively low, with the exception of W Greenland (GW) (5 %, 50 species in Tab. 2, 49 in Tab. 3) and in particular Svalbard-Franz Joseph Land (SF) (15 %, 32). Introductions are lacking in two northernmost Arctic subzones, casual introductions (**) are well represented in the middle Arctic dwarf shrub subzone (27), while the southernmost Arctic shrub zone is rich in stabilized introductions (*) (101) whereas casual introductions (**) are completely absent (Tab. 2).

4.2. Non-native vascular plants of Greenland

According to BAY (2003) the species number of the native vascular plant flora is 515. This number is slightly less than 517 calculated from the *PAF* (ELVEN 2007, Appendix 9.1 in DANIËLS et al. 2013).

The total number of species which occur in the Arctic both as native and stabilized (*) and/or casual (**) introduction is 190 (Tab. 3; Table 4 in DANIËLS et al. 2013). For Greenland this number is 79 (Tab. 3). Greenland covers three floristic provinces: Ellesmere Land-Northern Greenland (EP), Western Greenland (GW) and Eastern Greenland (GE) (Tab. 3). In EP introduced species are absent, whereas in GW and GE the numbers of stabilized introductions (*) are 49 and 26, respectively and of casual introductions (**) five and four, respectively (Tab. 3). These numbers reflect the human habitation being almost absent in N Greenland, rather sparse in E Greenland, and concentrated along the coast in W Greenland.

The 13 of the 65 stabilized introductions (*) of the Arctic and from Greenland only known from WG include the grasses *Elytrigia repens*, *Anthoxanthum odoratum*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus geniculatus*, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* and the *Asteraceae* *Achillea ptarmica*, *Lepidotheca suaveolens* and *Cirsium arvense* subsp. *arvense*, as well as *Trifolium pratense*, *Spergularia rubra*, *Linaria vulgaris* subsp. *vulgaris*, *Luizula multiflora* subsp. *multiflora* and *Papaver croceum* (Tab. 3, group 1).

The 29 of the 36 non-native species occurring both as stabilized (*) and casual (**) introductions in the Arctic and in Greenland only known from WG include *Chenopodium album*, *Thlaspi arvense*, *Juncus bufonius*, *Phleum pratense* subsp. *pratense*, *Alopecurus pratensis* subsp. *pratensis*, *Senecio vulgaris*, *Trifolium hybridum* subsp. *hybridum*, *Scorzonoides autumnalis* subsp. *autumnalis*, *Schedonorus pratensis*, *Asperugo procumbens* and *Lamium purpureum*. *Polygonum aviculare* is stabilized introduction (*) in GW and casual introduction (**) in GE, whereas *Brassica rapa* subsp. *campestris* is casual introduction (**) in GW and GE. Casual introductions (**) in Greenland restricted to GW include *Carum carvi*, *Leucanthemum vulgare*, *Lolium perenne*, *Galium mollugo* subsp. *mollugo*, *Bromopsis inermis*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare* subsp. *vulgare*, *Melilotus albus*, *Plantago major* subsp. *major*, *Descurainia sophia*, *Tripleurospermum inodorum*, *Carduus crispus*, *Silene vulgaris* subsp. *vulgaris*, *Rumex sylvestris* subsp. *sylvestris*, *Matricaria recutita* and *Arabidopsis arenosa* subsp. *arenosa* (Tab. 3, group 2).

The 19 of the 45 species occurring in the Arctic both as native and as non-native stabilized introduction (*) and from Greenland known from GW and GE include *Poa pratensis* subsp. *irrigata*, *Campanula rotundifolia*, *Rhinantus minor*, *Sagina procumbens*, *Poa nemoralis*, *Agrostis stolonifera* (casual introduction (**) in GE) and *Poa pratensis* subsp. *pratensis*. *Vicia cracca* and *Rumex acetosa* subsp. *acetosa* are native in WG, whereas *Deschampsia cespitosa*, *Anthriscus sylvestris* subsp. *sylvestris*,

Vicia sepium, *Veronica serpyllifolia* subsp. *serpyllifolia*, *Achillea millefolium* subsp. *lanulosa*, *Agrostis capillaris*, *Brabarea stricta*, *Rubus idaeus* subsp. *idaeus*, *Rorripa palustris* and *Sisyrichium montanum* are stabilized introductions (**) in Greenland only known from GW (Tab. 3, group 3).

The 12 of the 20 species occurring in the Arctic both as native and casual introductions (**) and known from GW and GE as native and include *Tripleurospermum maritimum* subsp. *phaeocephalum*, *Equisetum arvense* subsp. *arvense*, *Alchemilla filicaulis* subsp. *filicaulis* and *Juncus squarrosus*, whereas *Gnaphalium uliginosum* is only known from GW. *Alchemilla subcrenata*, *Draba verna*, *Atriplex prostrata* subsp. *prostrata*, *Crepis tectorum* subsp. *tectorum*, *Plantago lanceolata* and *Galium aparine* occur as casual introduction (**) in WG, and *Astragalus alpinus* subsp. *alpinus* (**) in GE (Tab. 3, group 4).

The 22 of the 24 species occurring in the Arctic both as native, non-native stabilized (*) and casual (**) introduction include for GW and GE the native species *Ranunculus acris* and *Poa annua*, for GW *Rumex longifolius*, *Capsella bursa-pastoris*, whereas *Stellaria media* and *Polygonum boreale* are native in GW and stabilized introduction (*) in GE. Stabilized introduced (*) species in GW include *Trifolium repens*, *Ranunculus repens*, *Cerastium fontanum* subsp. *vulgare*, *Poa trivialis* subsp. *trivialis*, *Stellaria graminea*, *Taraxacum ruderalia* agg., *Lathyrus pratensis*, *Urtica dioica* subsp. *dioica*, *Urtica urens*, *Myosotis arvensis*, *Tripleurospermum maritimum* subsp. *subpolare*, and *Potentilla norvegica*, whereas *Achillea millefolium* subsp. *millefolium* occur both in GW and GE. *Beckmannia syzigachne* and *Poa palustris* are known as casual introduction (**) in GW, while *Rumex acetosella* subsp. *acetosella* occurs as such in GW and GE (Tab. 3, group 5).

4.3. The influence of farming and sheep breeding in Greenland

One of the first comprehensive contributions concerning introduced vascular plant species in Greenland was by PORSILD (1932). He distinguished between three main groups: “hemerophilous plants” (favored by culture), “hemerodiaphorous plants” (neither favored nor damaged by culture) and “hemerophobous” plants (suffering from man’s activities or neighbourhood). The hemerophilous plants were divided into Apophytes (native on new soil) (with five subtypes, 64 species), Ekiophytes (native, cultivated) and Anthropochores (introduced by men) (with two subtypes, unintentionally introduced and intentionally introduced, 93 species).

PORSILD (1932) summarized existing opinions about the influence of the Norse settlers between c. 1000 and 1500 A.D. on the flora of Greenland in a time when adequate palynological information was not available (chapter 3). He argued that six species were probably introduced by the Norse settlers: *Scorzoneroideis autumnalis* (stabilized introduction (*), group 2, Tab. 3), *Vicia cracca* (native, group 3, Tab. 3), *Anthoxanthum odoratum* (stabilized introduction (*), group 1, Tab. 3), *Rumex domesticus* (*longifolius*) (native, group 5, Tab. 3) and *Carex lyngbyei* and *C. rostrata* (both considered native in ELVEN 2007). Another 14 species were considered either introduced by Norse settlers or immigrated by natural way e.g. *Nardus strictus*, *Juncus squarrosus*, *Carex panicea*, *Scirpus pauciflorus* and *Lathyrus maritimus* (all five species are considered native in Greenland by ELVEN 2007). *Capsella bursa pastoris*, *Poa annua*, *Stellaria media* and *Gnaphalium uliginosum* were considered by PORSILD (1932) as probably introduced in the last two centuries of colonization (all considered native by ELVEN 2007), and 27 species were considered immigrated by natural way, probably during a more favorable postglacial period, e.g. *Ligusticum scoticum*, *Zostera marina*, *Rubus chamaemorus*, *Geranium sylvaticum*, *Hieracium hyparcticum* (all considered native by ELVEN 2007), and *Luzula multiflora* considered by ELVEN (2007) as stabilized introduction (*).

The influence of the activities of the Norse settlers on flora, vegetation and landscape was clearly reflected in pollen diagrams from the Eastern Settlement (FREDSKILD 1978, 1988). The most

prominent features were the emergence of *Rumex acetosella*, *R. acetosa* subsp. *lapponicus* and *Achillea millefolium*, the decrease of *Salix* species, *Betula* species and *Gymnocarpium dryopteris* and the re-flourishing of a number of native herbs from the pioneer vegetation invading the land after the last de-glaciation 7-8 millenaries ago, such as *Sagina* species, *Silene acaulis*, *Plantago maritima*, *Rhodiola rosea* and/or *Sedum* species, *Thalictrum alpinum*, *Thymus praecox* and a few *Saxifraga* species (FREDSKILD 1988). These changes were explained by the activities of the settlers such as clearing of copses by fire and cutting, trampling of people and animals, grazing and sod cutting for construction of buildings resulting in open-ground for pioneer plants. Soil erosion took place as well documented by mineral layers in peat deposits. Especially in the Western Settlement burning of vegetation likely was common practice as can be concluded from charcoal layers under ruins (IVERSEN 1934) and in lake sediments (FREDSKILD 1985 unpubl.). Sagas also mention the existence of big forests and it is likely that several valleys and lowlands in the areas around the Eastern Settlement were still partly forested at the beginning of colonization (FREDSKILD & ØDUM 1990).

The fields were rich in introduced weeds and apophytes as could be concluded from analyses of soil profiles in the Eastern Settlement areas. Most conspicuous were numerous seeds of introduced annual weeds such as of *Poa annua* (considered now native in GW and GE), *Stellaria media*, *Capsella bursa pastoris* (both stabilized introductions (*) in GW), *Polygonum aviculare* (stabilized introduction (*) in GW, casual introduction (***) in GE) and the native apophyte *Montia fontana*.

There are no firm indications of agriculture. The economy was mainly based on sheep-raising, later in the 13th century some cattle were holding as well (KROGH 1982). The animal husbandry with field pastures and meadows for winter fodder production likely resulted in changes in species composition of the vegetation. However these changes are not detectable since the pollen of indicator species of increased grazing activities such as *Nardus stricta* and *Kobresia myosuroides* cannot be separated from those of other grasses and graminoids. Some of the conclusions of FREDSKILD (1988) were recently confirmed by SCHOFIELD et al. (2012). They conclude from their detailed palynological studies in the Eastern Settlement that *Alchillea millefolium*, *Polygonum aviculare* and *Rumex acetosella* demonstrate a close connection with a cultural landscape that was shaped and maintained by the Norse settlers predominantly via animal husbandry. It might be summarized that the farming activities of the Norse settlers likely caused a substantial local, however only a temporal mark on the native flora and vegetation at that time. After their disappearance from S and SW Greenland in the course of the 15th century flora and vegetation likely recovered during a four centuries of less human impact (cf. KROGH 1967, FREDSKILD 1988, FREDSKILD & HUMLE 1991, FEILBERG & HØEGH 2008, SCHOFIELD et al. 2012).

Another period of human influence in South Greenland started in the beginning of the 20th century with the introduction of a modern, large scale agriculture and sheep breeding.

The renewed introduction of sheep breeding in South Greenland and its later expansion, intensification and modernization by a more effective infrastructure and sheep management caused loss of natural habitats and changes in the natural vegetation. Nowadays the sheep breeding areas cover almost 1 % of Greenland's total ice-free land.

The present-day large scale agriculture started with the establishment of the Sheep Breeding Experimental Station in 1915 in S Greenland and the introduction of Icelandic sheep. Seventy years later 60-70 families had sheep breeding as their chief occupation. In the period 1915-1970 the management was based on extensively all year round grazing with small supplements of winter fodder (hay) and stabling. Sheep were collected once a year for shearing and slaughtering. A few strong winters (1966/67 and 1971/72) reduced the number of ewes drastically. In 1982 a new sheep management plan was presented with doubling of farms with a better infrastructure and sheep stabling of seven months and five months grazing on the outlying fields (FREDSKILD

1988, FEILBERG & HØEGH 2008). The number of ewes from 1915 – 2006 increased from 250 to 17.000. Nowadays 350 people in 70 households make their living from sheep-farming (Fig. 3).

There is little detailed or systematical information about the impact of sheep grazing on flora, vegetation and landscape (FEILBERG & HØEGH 2008). Overgrazing leads to soil erosion and replacement of shrubs and dwarf shrubs by grasses and graminoids (FREDSKILD 1988, 1992, FEILBERG & HØEGH 2008). Fenced fields for hay-making are grown by species and plant communities of the *Molinio-Arrhenatheretea* R.Tx. 1937, whereas *Stellarietea mediae* R. Tx. et al. ex von Rochow 1951 vegetation is observed in barley fields and along roadsides. Since the ancient Norse settler sites in S Greenland attract many tourists it is likely that many more non-native plant species will be introduced.

4.4. Other local impacts

In their analyses of the vascular plant flora of Greenland BÖCHER et al. (1959) already showed the high percentages of introduced species in the floras of S and SW Greenland, 12 % and 20 %, respectively. These high percentages are clearly related to the relatively strong habitation of these parts of Greenland. Also Tab. 2, 3 indicate that the number of stabilized introductions (*) is much higher in GW (50; 49 in Tab. 3) than in GE (5). The same applies to the casual introductions (**), 26 and 4, respectively.



Fig. 4: Garden with ornamental plants and vegetables in Nuuk, West Greenland. Fred J.A. Daniëls, July 2008.

Abb. 4: Garten mit Zierpflanzen und Gemüse in Nuuk, West Grönland. Fred J.A. Daniëls, Juli 2008.

PEDERSEN (1972) surveyed the flora of adventitious (non-native) and cultivated plants in Greenland. The first group comprises 168 species; the latter group contains forage plants and

plants from lawns (22 species; mostly *Poaceae* and *Fabaceae*), vegetables (25 species; a. o. *Beta vulgaris* L., *Brassica rapa*, *Daucus carota* L. and *Solanum tuberosum* L.), fruit shrubs (3 species; *Ribes vulgaris* L., *Rubus idaeus* subsp. *idaeus* and *Sambucus nigra* L.), ornamental plants (Fig. 4), such as *Centaurea cyanus* L., *C. montana* L., *Aconitum napellus* L., *Syringa vulgaris* L., and forest trees. This latter group includes species such as *Abies sibirica* Ledeb., *Fagus sylvatica* L., *Larix sibirica* Ledeb., *Picea abies* (L.) Karst., *P. glauca* (Moench) Voss, *P. sitchensis* (Bong.) Carr., *Pinus contorta* Loud., *P. mugo* Turra and *P. sylvestris* L.. The cultivation of shrubs and trees in S Greenland started in 1949 (PEDERSEN 1972). The Greenland Arboretum in Narsarsuaq in the inland of South Greenland near the Eastern Settlement was founded in 1988. It houses now over hundreds of tree and shrub species mainly from the northern taiga and tundra.

Human influence in and around towns and settlements on flora and vegetation mainly results in habitat disturbance and eutrophication. The latter results in vigorous growth of plants such as in *Oxyria digyna*, *Polygonum viviparum*, *Cerastium alpinum*, *Saxifraga cernua*, *Taraxacum croceum*, *Rhodiola rosea*, *Eriophorum scheuchzeri* and in grasses such as *Poa alpina*, *Alopecurus alpinus* and *Phippisia algida* (see also KRUISE 1912). In smaller settlements vigorous stands of for example *Eriophoretum scheuchzeri* Fries 1913 (Fig. 5) and *Cerastio-Saxifragion* Hartmann 1980 vegetation (also known from bird-cliffs) are common.



Fig. 5: Luxurious *Eriophoretum scheuchzeri* Fries 1913 on nutrient-rich soil near soccer field in Tasilaq, Southeast Greenland. Fred J.A. Daniëls, July 2009.

Abb. 5: Üppiges *Eriophoretum scheuchzeri* Fries 1913 auf nährstoffreichem Boden am Fussballplatz in Tasilaq, Südost Grönland. Fred J.A. Daniëls, July 2009.

4.5. Global change

Summer temperatures in the Arctic during recent decades have been higher than at any time in the past 2000 years and the Arctic is warming twice as fast as the rest of the world (MELTOFTE 2013). The expectation is that in the course of 21st century temperatures will increase several degrees further from those of the last two decadal means of the previous century. This will accelerate a number of processes so far not observed in the Arctic having a substantial effect on its ecosystems and valuable services they provide (MELTOFTE 2013).

Studies across the Arctic have already shown decadal and multi-decadal changes in species composition of plant communities. These are still minor in dry habitats, however more pronounced in moist and wet habitats, such as snow beds, mires, fens and shallow ponds. For Greenland this was shown by DANIËLS et al. (2011), DANIËLS & DE MOLENAAR (2011), CALLAGHAN et al. (2011) and SCHMIDT et al. (2012); for Canada by HENRY et al. (2012) and for Jan Mayen by KAPFER et al. (2012). Greening and shrub expansion is observed across the Arctic (a. o. KLEIN et al. 2008, HENRY et al. 2012).

It is reasonable to predict that borderline and boreal species will increasingly move into the Arctic and northwards within the Arctic including tree species as well. DANIËLS & DE MOLENAAR (2011) observed already a tendency of sub-arcticification of the vascular plant flora near Ammassalik, SE Greenland, during the last 100 years.

Although there is little information about non-native invasive species in the Arctic, the majority appears not to be invasive and is not considered to be a threat to the native vegetation. Invasive species were not noticed in the many areas of Greenland visited by the author. The same applies for the Canadian Arctic (L.J. GILLESPIE, unpubl.), DANIËLS & DE MOLENAAR (2011) and DANIËLS et al. (2011) did not observe such species in the tundra near the town of Tasiilaq (Ammassalik), SE Greenland, during their fieldwork in the last 40 years, although in the town, a few casual (**) non-invasive introductions were occasionally recorded. *Lupinus nootkatensis*, native to NW North America, was introduced around 1970 from Iceland as an ornamental in Greenland and has become a stabilized (*) weedy species in SW Greenland, but is not considered to be seriously invasive since it is mostly restricted to disturbed sites (C. BAY, K. HØEGN pers. comm. 2012). In Iceland it is a threat, also in its very small and narrow northern Arctic part (MAGNUS-SON 2010). *Hordeum jubatum* is a troublesome native weed in the western Arctic of North America, but again is primarily restricted to disturbed sites and thus not considered a threat to native vegetation.

Climate change and global change related developments such as increased tourism certainly will likely increase the number of non-native species and possibly invasive species in the Arctic as was shown by WARE et al. (2012) for Svalbard. They found that each visitor to Svalbard transports on average a minimum of four seeds, many of them of species known to be invasive in other regions. Seeds of 26 % of the number of introduced species appeared to be able to germinate under current Arctic climate conditions.

Finally climate change will also offer new possibilities for sheep- and cattle breeding, agriculture and even forestry in S and SW Greenland both for private households as well commercially. Ornamental plants will increase outside as well.

So far loss of native plant species and vegetation types in Greenland and the Arctic is not observed yet. The postglacial native vascular plant flora and vegetation are still relatively intact and little disturbed compared with the situation in boreal and temperate zones.

5. Acknowledgements

The author is grateful to Prof. Dr. DIETBERT THANNHEISER for advice and correcting of the German text.

References

- ANONYMOUS (1968): Bogen om Grønland. – Politiken Verlag, Kobenhavn: 384 pp.
- BAY, C. (1992): A phytogeographical study of the vascular plants of northern Greenland – north of 70° northern latitude. – *Meddelelser om Grønland. Bioscience* 36: 1–102.
- BAY, C. (2003): Vascular Plant (Tracheophyta) diversity. – In Jensen, D.B & Christensen, K.D. (eds.): *The Biodiversity of Greenland - a country study*: 50–62.
- BARÜSKE, H. (1990): Grönland – Kultur und Landschaft am Polarkreis. – Dumont, Köln: 334 pp.
- BÖCHER, T.W., HOLMEN, K., & JAKOBSEN, K. (1959): A synoptical study of the Greenland Flora. – *Meddelelser om Grønland* 163, 1: 1–32.
- BÖCHER, T.W., FREDSKILD, B., HOLMEN, K., & JAKOBSEN, K. (1978): Grønlands Flora. – Haase & Søns Forlag, Kobenhavn.
- BRUUN, D. (1918): The Icelandic Colonization of Greenland and the finding of Vineland. – *Meddelelser om Grønland* LVII: 1–228.
- CALLAGHAN, T.V., TWEEDIE, C.E., ÅKERMAN, J., ANDREWS, C., BERGSTEDT, J., BUTLER, M.G. et al. (2011): Multi-Decadal Changes in Tundra Environments and Ecosystems: Synthesis of the International Polar Year-Back to the Future Project (IPY-BTF). – *Ambio* 40, 6: 705–716.
- CAVM TEAM (2003): Circumpolar Arctic Vegetation Map. Scale 1:7,500.000. Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF) Map No. 1. – U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska.
- DANIËLS, F.J.A., BÜLTMANN, H., LÜNTERBUSCH, C. & WILHELM, M. (2000): Vegetation zones and biodiversity of the North-American Arctic. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 12: 131–151.
- DANIËLS, F.J.A., GILLESPIE, L.J. & POULIN, M. (2013): 9. Plants. – In MELTOFTE, H. (ed.): *Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity*. – Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri: 310–353.
- DANIËLS, F.J.A. & DE MOLENAAR, J.G. (2011): Flora and Vegetation of Tasilaq, Formerly Angmagssalik, Southeast Greenland: A Comparison of Data Between Around 1900 and 2007. – *Ambio*, XL, 6: 650–659.
- DANIËLS, F.J.A., DE MOLENAAR, J.G., CHYTRÝ, M. & TICHÝ, L. (2011): Vegetation change in Southeast Greenland? Tasilaq revisited after 40 years. – *Applied Vegetation Science* 14, 2: 230–241.

-
- DANKER, P. (2000): This is Greenland 2000-2001. – Government of Greenland, Royal Danish Ministry of Foreign Affairs: 416 pp.
- ELVEN, R. (2007): Checklist of the panarctic flora (PAF): Vascular plants – National Centre of Biosystematics, Natural History Museum, University of Oslo.
- ELVEN, R. (2011): Annotated checklist of the panarctic flora (PAF): Vascular plants – National Centre of Biosystematics, Natural History Museum, University of Oslo: <http://nhm2.uio.no/paf>
- FEILBERG, J. (1984): A phytogeographical study of South Greenland. Vascular Plants. – Meddelelser om Grønland, Bioscience 15: 1–72.
- FEILBERG, J. & FOLVING, S. (1991): Mapping and monitoring of woodlands and scrub vegetation in Qingua-dalen, South Greenland. – Meddelelser om Grønland, Bioscience 33: 9–29.
- FEILBERG, J. & HOEGH, K. (2008): 4. Greenland. In AUSTRHEIM et al.: Sheep grazing in the North-Atlantic region – A long term perspective on management, resource economy and ecology. – Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Science Museum, Section of Natural History, 7491, Trondheim. Rapport zoologisk serie 2008-3: 44–53.
- FREDSKILD, B. (1978): Paleobotanical investigations of some peat deposits of Norge age at Qagssiarssuk, South Greenland. – Meddelelser om Grønland 204 (5): 1–41.
- FREDSKILD, B. (1988): Agriculture in a Marginal Area-South Greenland from the Norse Landnam (985 A.D.) to the Present (1985 A.D.). – In BIRKS, H.H., BIRKS, H.J.H., KALAND, P.E., & MOE, D. (eds.): The Cultural Landscape-Past, Present and Future: 381–393. Cambridge University Press, Cambridge.
- FREDSKILD, B. (1991): The genus *Betula* in Greenland - Holocene history, present distribution and synecology. – Nordic Journal of Botany 11: 393–412.
- FREDSKILD, B. (1992): Erosion and Vegetational Changes in South Greenland Caused by Agriculture. – Geografisk Tidsskrift 92: 14–21.
- FREDSKILD, B. (1996): A phytogeographical study of the vascular plants of West Greenland (62°20'-74°00'N). – Meddelelser om Grønland, Bioscience 45: 1–157.
- FREDSKILD, B. & ØDUM, S. (1990): The Greenland Mountain Birch zone, an introduction. – Meddelelser om Grønland, Bioscience 33: 3–7.
- FREDSKILD, B. & HUMLE, L. (1991): Plant remains from the Norse farm Sandnes in the Western Settlement, Greenland. – Acta Borealia 1: 69–81.
- HENRY, G.H.R., HARPER, K.A., CHEN, W., DESLIPPE, J.R., GRANT, R.F., LAFLEUR, P.M. et al. (2012): Effects of observed and experimental climate change on terrestrial ecosystems in northern Canada: results from the Canadian IPY program. – Climate Change 111: 207–234.
- IVERSEN, J. (1934): Moorgeologische Untersuchungen in Grönland. – Meddelelser fra Dansk Geologisk Forening 8: 341–358.
- JAROLÍMEK, I. & ŠIBÍK, J. (2008): Diagnostic, constant and dominant species of higher vegetation units of Slovakia. – Veda, Bratislava: 329 pp.
- JENSEN, D.B. & CHRISTENSEN, K.D. (eds.) (2003): The Biodiversity of Greenland – a country study. – Technical Report No 55. Pinngortitalerifik, Grønlands Naturinstitut: 163 pp.
- KAPFER, J., VIRTAINEN, R. & GRYTNES, J.-A. (2012): Changes in arctic vegetation on Jan Mayen Island over 19 and 80 years. – Journal of Vegetation Science 15, 3: 432–448.

- KLEIN, D.R., BRUUN, H.H., LUNDGREN, R. & PHILIPP, M. (2008): Climate change influences on species interrelations and distributions in High-Arctic Greenland. In: MELTOFTE, H., CHRISTENSEN, T.R., ELBERLING, B., TORCHHAMMER, M.C. & RASCH, M. (eds.): High-Arctic ecosystem dynamics in a changing climate. – *Advances in Ecological Research* 40: 81–100.
- KROGH, K.J. (1967): Viking Greenland. – The National Museum. Copenhagen: 183 pp.
- KROGH, K.J. (1982): Qallunaat-siaaqarfik Grønland. Erik den Rødes Grønland. – Nationalmuseets Forlag. Copenhagen.
- KRUUSE, C. (1912): Rejser og botaniske Undersøgelser I Østgrønland samt Angmagssalik-egnens Vegetation. – *Meddelelser om Grønland* 49: 1–304.
- MAGNUSSON, B. (2010): NOBANIS – Invasive alien species factsheet – *Lupinus nootkatensis*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. www.nobanis.org
- MASSON-DELMOTTE, V., SWINGEDOUW, D., LANDAIS, A., SEIDENKRANTZ, M.-S., GAUTHIER, E., LANDAIS, A. et al. (2012): Greenland climate change: from the past to the future. – *WIREs Clim Change* 2012. doi:10.1002/wcc.186.
- MELTOFTE, H. (ed.) (2013): Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. – *Conservation of Arctic Flora and Fauna*, Akureyri.
- MICHEL, C. (2013): 14. Marine Ecosystems. In: MELTOFTE, H. (ed.): Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. – *Conservation of Arctic Flora and Fauna*, Akureyri: 379–419.
- MUCINA, L. (1997): Conspectus of classes of European vegetation. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 32: 117–172.
- OSTENFELD, C.H. (1926): The flora of Greenland and its origin. – *K.D.V.S. Biol. Medd.* VI, 3.
- PEDERSEN, A. (1972): Adventitious plants and cultivated plants in Greenland. – *Meddelelser om Grønland* 178 (7): 1–99.
- PORSILD, M.P. (1932): Alien plants and apophytes of Greenland. – *Meddelelser om Grønland* 92, 1: 1–85.
- ROSENVINGE, L.K. (1896): Det sydligste Grønlands vegetation. – *Meddelelser om Grønland* 15: 73–249.
- RUNE, F. (2011): Wild Flowers of Greenland. – Gyldenlund Publishing. Hillerød, Denmark: 350 pp.
- SCHOFIELD, J.E., EDWARDS, K.J., ERLENDSSON, E. & LEDGER, P.M. (2012): Palynology supports ‘Old Norse’ introductions to the flora of Greenland. – *Journal of Biogeography*. Doi: 10.1111/jbi.12067: 12 pp.
- SCHMIDT, N.M., KRISTENSEN, D.K., MICHELSEN, A. & BAY, C. (2012): High Arctic plant community responses to a decade of ambient warming. – *Biodiversity* 13: 191–199.
- WALKER, D.A., RAYNOLDS, M.K., DANIËLS, F.J.A., EINARSSON, E., ELVEBAKK, A., GOULD, W.A. et al. & the other members of the CAVM Team. (2005): The Circumpolar Arctic Vegetation Map. – *Journal of Vegetation Science* 16, 3: 267–282.
- WARE, C., BERGSTROM, D.M., MÜLLER, E. & ALSOS, I.G. (2012): Humans introduce viable seeds to the Arctic on footwear. – *Biological Invasions* 14: 567–577.
- WÜTHRICH, C. & THANNHEISER, D. (2002): Die Polargebiete. – *Das Geographische Seminar*. Westermann, Braunschweig: 299 pp.

Autor:

Prof. Dr. Fred J.A. Daniëls
Institute of Biology and Biotechnology of Plants
University of Münster
Schlossplatz 8
48143 Münster
E-Mail: daniels@uni-muenster.de

Das *Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae*, eine seltene natürliche Waldgesellschaft des Thermophilen Buschwaldes auf Teneriffa

Werner Nezadal

Zusammenfassung

Die Thermophilen Buschwälder der Klasse *Rhamno crenulatae-Oleetea cerasiformis* besiedeln die Zone zwischen dem küstennahen Sukkulentenbusch und der Lorbeerwaldstufe der westlichen Kanarischen Inseln und sind nur noch in geringen Resten und stark anthropogen überformt vorhanden. Im *Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae* Nezadal & Welss 2009 hat sich am Nordfuß des Tenogebirges eine natürliche Waldgesellschaft erhalten. Die Bestände stocken vor allem auf den feinerde- und skelettreichen Schuttkegeln der Barrancoausgänge, die tiefgründige Bodenbildungen ermöglichen und über eine gute Wasser- und Nährstoffversorgung verfügen. Der Status der Gesellschaft als eigenständige Assoziation wird durch die spezielle Artenkombination und eigene Charakterarten belegt. Viele von ihnen sind heute auf Felsstandorte und andere für Ziegen unzugängliche Stellen zurückgedrängt worden. Von diesen Refugien aus ist eine Wiederbesiedelung waldfähiger Standorte gut möglich, falls die Ziegenbeweidung naturschutzkonform geregelt werden kann, wie es im Naturpark Teno vorgesehen ist. Als Samenausbreiter agieren in erheblichem Maße die beiden endemischen Taubenarten sowie die Amsel.

Schlüsselwörter: Gefährdung, Lorbeertauben, Naturschutz, Phytosoziologie, Standortbedingungen, Wiederbesiedlung

Abstract

Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae, a rare natural forest community of the Thermophilous Forest in the northwest of Tenerife (Canary Islands).

The Thermophilous Forests in the class *Rhamno crenulatae-Oleetea cerasiformis* grow in the zone between the coastal succulent shrub and the laurel forests of the western Canary Islands. They exist only in small remaining patches and are strongly anthropogenic transformed. With the *Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae* Nezadal & Welss 2009 a natural forest community has survived in the northern slopes of the Teno massif on Tenerife. It is mainly growing in the outlets of the barrancos on fine-grained deep soils which are rich in skeleton with good supply of water and nutrients. The status as association is shown by a special plant combination with some characteristic species. Many of them are forced back to refuges on rock faces and other places inaccessible for goats. The chances for survival and restoration of the Thermophilous Forest are positively estimated because of these plant refuges and of the activities of the endemic laurel pigeons spreading the seeds. The crucial point will be the success of the Teno Rural Park which promotes the cooperation of ecotourism and sustainable farming, especially the grazing with goats.

Keywords: habitat, laurel pigeons, phytosociology, nature conservation, restoration, threats

1. Einleitung und Untersuchungsgebiet

Eine der am wenigsten bekannten Formationen der kanarischen Vegetation und ihrer Pflanzengesellschaften ist der Thermophile Buschwald (bosque termófilo). Er ist heute nur noch in kleinen Resten zu finden, die wohl nie das vollständige Arteninventar aufweisen, da seine Wuchsorte wegen der fruchtbaren Böden, günstigen Wasserversorgung und leichten Erreichbarkeit in Ortsnähe von jeher intensiv genutzt werden, heute vor allem in Form der stark ausgedehnten Bananenplantagen. Seine Arten sind aber noch an vielen Stellen vorhanden, wenn auch überwiegend nicht an den ursprünglichen Standorten sondern an unzugänglichen Felsen, wo selbst die fast allgegenwärtigen Ziegen nicht hingelangen. Anhand der aktuellen Vegetation ist also nur eine geringe Vorstellung über das ursprüngliche Aussehen und die Artenzusammensetzung des Thermophilen Buschwalds möglich.

Um die Kenntnisse darüber zu vermehren, wurde ein Projekt im Rahmen einer Forschungsvereinbarung zwischen den Universitäten von La Laguna (M. del Arco Águilar, W. Wildpret de la Torre, V. E. Martín Osorio) und Erlangen-Nürnberg (Geobotanik) durchgeführt, das die Erfassung des Thermophilen Buschwaldes und seiner benachbarten Vegetationseinheiten nebst der synsystematischen Einordnung zwischen Sukkulentenbusch und Lorbeerwald zum Ziel hatte. In den Jahren 2003 bis 2006 wurden im Bereich des Nordabfalls des Tenogebirges (Abb. 1) auf dem Gebiet der Gemeinde Buenavista del Norte (Abb. 2) sieben Diplomarbeiten (FRIEDEL 2004, SCHNEIDER 2004, STALLWITZ 2004, STEFFEN 2004, EBERT 2005, BERGER 2006, KLINKE 2006) angefertigt. Die Nomenklatur der Pflanzennamen richtet sich nach ARECHAVALETA et al. (2010), die der Pflanzengesellschaften nach RIVAS-MARTÍNEZ et al. (1993a bzw. 2001, 2002).



Abb. 1: Nordabfall des Tenogebirges bei Buenavista del Norte/Teneriffa.

Fig. 1: Northern slopes of the Teno massive near Buenavista del Norte/Tenerife.

Foto: W. Welß, 30.3.2008

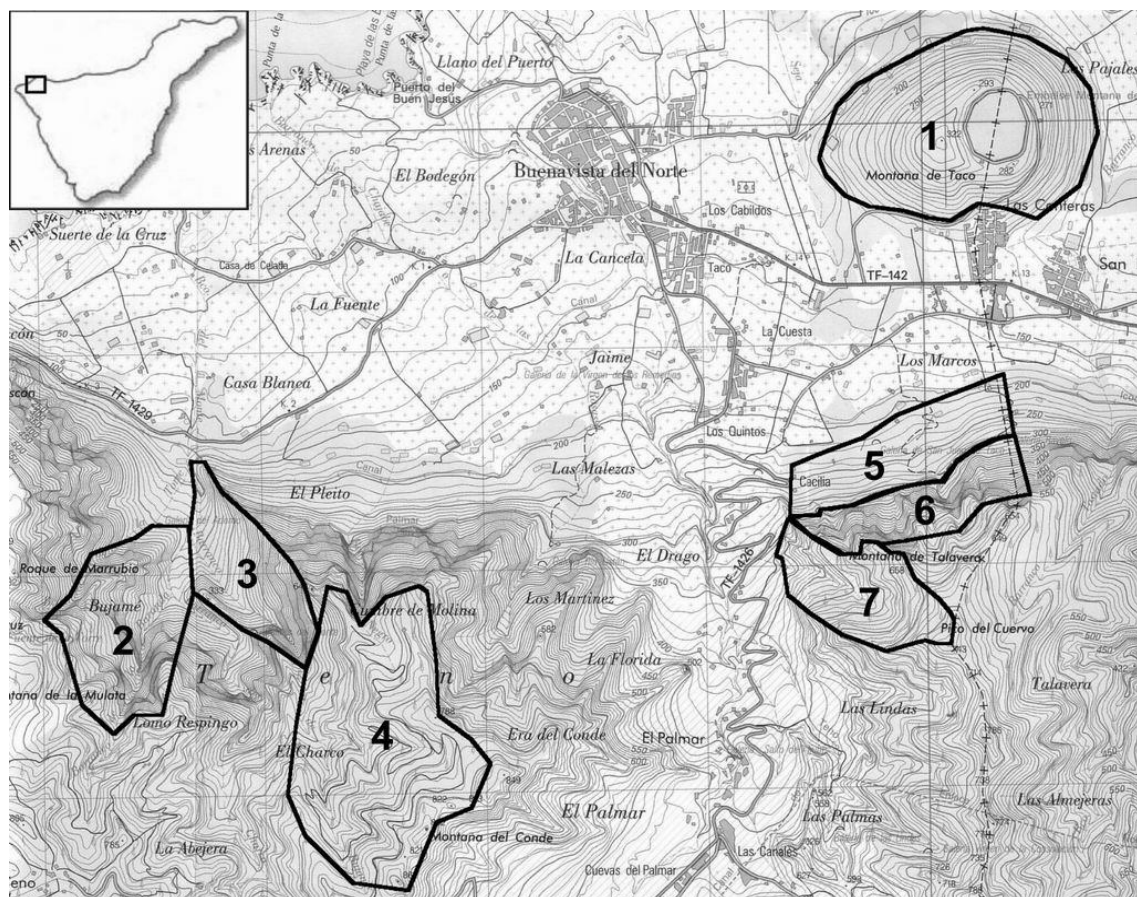


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete der Diplomarbeiten (Autoren mit Ziffern) im Nordwesten Teneriffas.

Fig. 2: Locations of the study areas of the theses (authors with numbers) in the northwest of Tenerife.

1: Steffen, 2: Schneider, 3: Stallwitz, 4: Friedel, 5: Ebert, 6: Berger, 7: Klinkle

Aus/ from NEZADAL & WELSS (2009)

2. Der Thermophile Buschwald

Der Thermophile Buschwald erstreckte sich ursprünglich ringförmig um die vier westlichen Kanareninseln in der Zone zwischen dem küstennahen Sukkulentenbusch und der Lorbeerwaldstufe (Abb. 3) (DEL ARCO 2006). In geringem Umfang war er auch auf den östlichen Inseln vertreten. Auf Teneriffa finden sich geringe Reste dieses Vegetationstyps vor allem in der unteren thermokanarischen bis zur mesokanarischen Stufe im Teno- und Anagagebirge etwa zwischen 200 und 500 m ü. NN sowie auf der Südseite im Valle de Güímar und in den Adeje-Bergen bei etwa 700 m ü. NN.

Pflanzensoziologisch wird der Thermophile Buschwald als Klasse *Rhamno-Oleetea* mit den beiden Ordnungen *Micromerio hyssopifoliae-Cistetalia monspeliensis*, die Gesellschaften auf den stärker degradierten und flachgründigeren Böden beinhaltet, und *Rhamno crenulatae-Oleetalia cerasiformis* gefasst. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die letztere Ordnung. Charakteristische Arten der Klasse und Ordnung nach RIVAS-MARTÍNEZ et al. (2002), die im UG mit hoher Frequenz vorkommen, sind *Hypericum canariense*, *Jasminum odoratissimum*, *Tamus edulis*, *Erysimum bicolor*, *Asparagus scoparius*, *Justicia hyssopifolia* und *Rubia fruticosa* subsp. *fruticosa*. Seltener finden sich *Globularia salicina* und *Teucrium heterophyllum* ein.

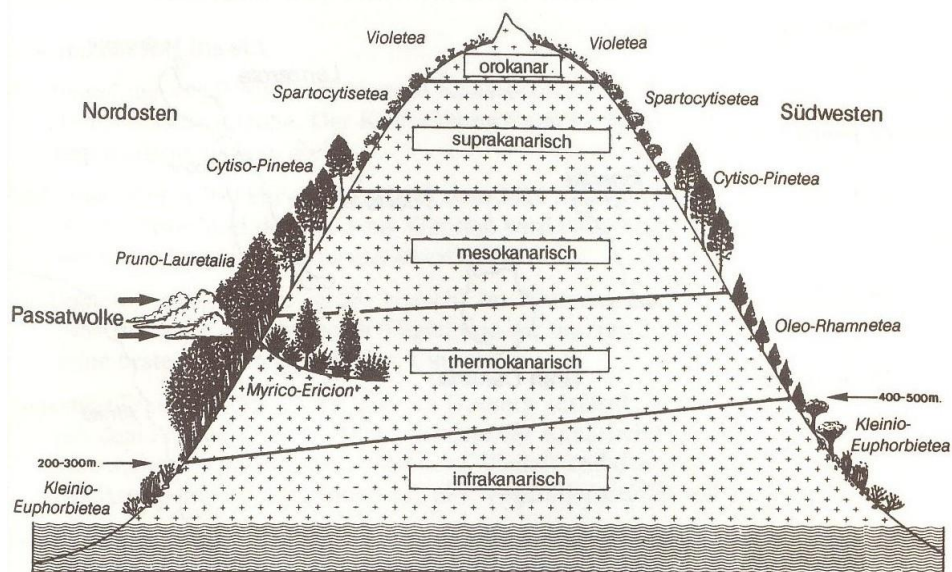


Abb. 3: Bioklimatische Höhenstufen und potentielle natürliche Vegetation auf Teneriffa.

Fig. 3: Bioclimatic altitudes and potential natural Vegetation on Tenerife.

Aus/from: HOHENESTER & WELSS (1993) verändert nach WILDPRET & DEL ARCO (1987)

Die Ordnung enthält nur einen Verband, das *Mayteno canariensis-Juniperion canariensis*. Der namengebende Wacholder aus dem *Juniperus phoenicea*-Komplex (*Juniperus turbinata* subsp. *canariensis*) (vgl. RIVAS-MARTÍNEZ et al. 1993b) ist mit nur vier registrierten Exemplaren im Untersuchungsgebiet sehr selten. Als weitere Charakterarten zählen *Maytenus canariensis* – häufig vor allem in der oberen Zone im Übergang zum Lorbeerwald –, *Rhamnus crenulata*, *Asparagus umbellatus*, *Vicia cirrhosa*, *Echium strictum* und stellenweise *Euphorbia atropurpurea*. Als höchst seltene Neufunde für das Gebiet konnten SCHNEIDER (2004) und BERGER (2006) *Spartocytisus filipes*, *Marquetella moquiniana* und *Retama rhodorhizoides* registrieren.

Die meisten Flächen der Klasse *Rhamno-Oleetea* werden von bis etwa 3 m hohen Gebüschformationen des *Rhamno crenulatae-Hypericetum canariensis* eingenommen, das als degradiert und stark verändert angesehen wird (DEL ARCO et al. 2006). Es erhebt sich die Frage nach der ursprünglichen Vegetation in diesem Bereich, die einen stärkeren Waldcharakter haben sollte. Als wichtige Reliktarten werden der Drachenbaum *Dracaena draco*, die Kanarenpalme *Phoenix canariensis* und der Kanarische Ölbaum *Olea cerasiformis* angesehen, letzterer als Charakterart des *Junipero canariensis-Oleetum cerasiformis*, der Klimaxgesellschaft auf den etwas trockeneren Böden. Das geringe Vorkommen von *Juniperus canariensis* im UG könnte seine Ursache in der Seltenheit des Kolkkraben (*Corvus corax*) im Teno-Gebirge haben, der für die Samenausbreitung des Wacholders von großer Bedeutung ist (vgl. BARQUÍN & WILDPRET DE LA TORRE 1975). Beide Arten sind nach GAISBERG (2005) auf El Hierro häufig anzutreffen. Die Kanarenpalme und der Drachenbaum gelten als Charakterarten des *Periploco laevigatae-Phoenixetum canariensis*, das die potentielle natürliche Vegetation in grundfeuchten Situationen, oft in Rinnen und Einschnitten der Barrancos, repräsentiert. Im Gegensatz zur Palme kann *Dracaena draco* auch Felsstandorte besiedeln, die für Ziegen unzugänglich sind.

3. *Pistacio atlanticae*-*Heberdenietum excelsae*

3.1. Standortfaktoren

Standörtlich zwischen dem feuchten *Periploco-Phoenicetum* und dem trockeneren *Junipero-Oleetum* angesiedelt ist im UG eine weitere Gesellschaft zu finden, die erst vor kurzem als *Pistacio atlanticae*-*Heberdenietum excelsae* Nezadal & Welss 2009 beschrieben wurde. Die Bestände stocken vor allem auf den feinerdereichen Schuttfächern der Barrancoausgänge, die tiefgründige Bodenbildungen ermöglichen (Abb. 4). Alle drei genannten Gesellschaften dürften auf ihren jeweiligen Standorten den natürlichen Waldgesellschaften entsprechen und sind dort als das Klimaxstadium anzusehen (vgl. SANTOS GUERRA 2000). Die gute Wasserverfügbarkeit im *Heberdenietum* hat ihre Ursachen in der lehmigen Konsistenz der Böden und ihrer Tiefgründigkeit sowie der Lage am Fuß der Steilhänge des Gebirges. Sie sind sowohl an Skelett als auch an Feinerde reich und stellen somit spezielle und für Wälder geeignete Standorte dar. Im Gegensatz zur Situation im *Phoenicetum* mit seiner Rinnenlage und der sehr dominanten Palme haben wir es hier mit flächigen konvexen Geländeformen zu tun, die ein üppiges Wachstum für viele Arten nebeneinander ermöglichen. Schon von weitem fällt auf, dass das *Pistacio*-*Heberdenietum* höherwüchsige Bestände von 5 m bis 10 m Höhe bildet, in denen sich ein Waldinnenklima mit schattigen, luftfeuchten und windstillen Verhältnissen einstellen kann (Abb. 5).



Abb. 4: Böden tiefgründig, reich an Skelett, Feinerde und Nährstoffen; *Heberdenia excelsa*.

Fig. 4: fine-grained deep soils which are rich in skeleton and nutrients; *Heberdenia excelsa*.

Foto: W. Nezadal, 31.3.2009



Abb. 5: Pistacio-Heberdenietum mit Waldinnenklima: schattig, windstill, luftfeucht.

Fig. 5: Pistacio-Heberdenietum with forest microclimate: shady, windless, humid.

Foto: W. Nezadal, 31.3.2009

3.2. Artenzusammensetzung

Die standörtlichen Besonderheiten im *Pistacio-Heberdenietum* korrespondieren mit einer Eigenständigkeit in der Artenkombination, die durch Charakterarten, nämlich die beiden namengebenden Bäume *Heberdenia excelsa* (Heberdenie) und *Pistacia atlantica* (Atlantische Pistazie), belegbar ist. Als Differentialarten sind nach derzeitigem Stand *Canarina canariensis* und *Tamus edulis* verwendbar. Außerdem könnten *Teline salsoloides*, *Sideroxylon canariense*, *Convolvulus canariensis*, *Limonium arborescens* und vor allem *Spartocytisus filipes* und vielleicht *Marquetella moquiniana* als weitere wichtige Arten dienen. Wie sie genau einzuschätzen sind, müsste durch weiteres Aufnahmемaterial geklärt werden. Immerhin enthalten die Vegetationsaufnahmen von BERGER (2006) eine große Zahl von Exemplaren des sehr seltenen Teneriffa-Endemiten *Spartocytisus filipes*, den VOGGENREITER (1995) nur im Bereich des Untersuchungsgebiets aufgeführt hat.

Die Kombination von *Heberdenia excelsa* („aderno“) und *Pistacia atlantica* („almácigo“) mit den übrigen oben erwähnten wichtigen Pflanzen bei gleichzeitiger Abwesenheit von Lorbeerwaldarten wurde bisher für keine andere Lokalität auf Teneriffa nachgewiesen. Beide Arten werden nämlich normalerweise als Elemente der Lorbeerwälder der Ordnung *Pruno hixae-Lauretalia novocanariensis* (vgl. RIVAS-MARTÍNEZ et al. 2002) angesehen, wo sie jedoch eine untergeordnete Rolle spielen. Daneben dient *Heberdenia excelsa* bei den genannten Autoren auch als Differentialart der Gebüsch-Assoziation *Rhamno crenulatae-Hypericetum canariensis*. Bei der

Analyse der betreffenden Aufnahmen zeigt sich aber, dass einige vom Typus dieser Assoziation ziemlich abweichen und vielleicht eher dem *Pistacio-Heberdenietum* zuzuordnen wären.

Tab. 1: *Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae* Nezadal & Weiß (2009). Nach/after NEZADAL & WEISS (2009).

Aufnahmenummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Fr
Meereshöhe in m	255	275	295	275	300	250	270	215	245	290	270	225	250	250	255	324	
Neigung in Grad [°]	45	45	15	35	35	15	12	15	10	5	45	5	7	15	5	25	
Exposition	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	
Deckung [%]	100	100	100	100	100	100	80	100	85	100	85	100	95	95	80	85	
Aufnahmefläche [qm]	64	64	50	70	64	80	64	80	100	56	100	100	64	100	64	25	
Artenzahl	15	10	12	14	08	15	21	15	19	16	21	18	15	18	12	16	
<i>Pistacio-Heberdenietum</i>																	
<i>Heberdenia excelsa</i>	1	1	3	2	1	3	3	3	3	.	3	4	4	3	3	1	V
<i>Pistacia atlantica</i>	5	4	2	4	3	2	1	2	2	4	2	.	.	1	.	+	V
<i>DA Pist.-Heberdenietum</i>																	
<i>Canarina canariensis</i>	.	.	.	+	.	+	1	+	.	+	.	+	.	.	.	+	III
<i>Mayteno-Juniperion</i>																	
<i>Rhamnus crenulata</i>	.	1	+	2	.	1	.	1	1	+	1	.	III
<i>Asparagus umbellatus</i>	+	1	.	+	1	II
<i>Maytenus canariensis</i>	+	1	.	.	+	.	.	I
<i>Echium strictum</i>	+	I
<i>Phoenix canariensis</i>	.	.	.	2	+	I
<i>OC und KC</i>																	
<i>Hypericum canariense</i>	.	+	2	1	1	.	+	2	+	1	+	1	+	2	+	2	V
<i>Jasminum odoratissimum</i>	1	.	2	1	.	1	2	+	1	1	1	1	1	2	1	.	V
<i>Rubia fruticosa</i> subsp. f.	1	+	1	1	.	+	1	.	1	1	1	2	1	1	.	2	V
<i>Erysimum bicolor</i>	+	1	+	1	.	1	1	.	1	1	1	.	1	2	+	+	V
<i>Tamus edulis</i>	+	.	+	+	.	+	+	+	+	+	1	+	+	1	+	+	V
<i>Justitia hyssopifolia</i>	1	+	2	.	1	2	+	.	2	.	2	.	+	+	.	3	IV
<i>Asparagus scoparius</i>	+	.	+	+	.	+	1	.	+	.	.	+	1	1	+	.	IV
<i>Bosea yervamora</i>	.	.	1	.	4	+	.	.	I
<i>Globularia salicina</i>	1	.	.	I
<i>Osyris quadripartita</i>	+	I
<i>Artemisio-Rumicion</i>																	
<i>Bituminaria bituminosa</i>	.	+	.	+	1	+	1	1	2	1	+	1	1	2	1	.	V
<i>Gonospermum fruticosum</i>	+	+	+	.	.	.	1	.	.	+	1	.	.	1	+	.	III
<i>Opuntia dillenii</i>	+	+	+	1	+	.	1	1	+	2	.	.	III
<i>Melica canariensis</i>	+	.	.	+	.	.	1	.	1	+	.	1	+	.	.	.	III
<i>Artemisia thuscula</i>	.	.	.	+	2	+	+	.	.	+	+	+	III
<i>Felspflanzen u. andere</i>																	
<i>Sonchus acaulis</i>	+	1	+	1	+	1	+	+	.	1	1	IV
<i>Atalanthus capillaris</i>	+	1	.	1	.	.	.	+	+	II
<i>Parietaria debilis</i>	+	+	+	.	.	1	II
<i>Phagnalon saxatile</i>	+	+	+	.	1	.	.	II
<i>Aeonium urbicum</i>	1	1	.	.	+	+	1	.	+	II
<i>Sonchus congestus</i>	+	.	+	.	1	II
<i>Aeonium haworthii</i>	1	1	I
<i>Withania aristata</i>	.	.	1	.	.	1	1	.	.	1	1	1	II
<i>Kleinia neriifolia</i>	.	.	.	+	+	I

Sonstige Arten/Additional species: In 2: *Rumex lunaria* 2; in 5: *Polycarpon tetraphyllum* +; in 7: *Mercurialis annua* +; in 9: *Anagallis arvensis* +, *Davallia canariensis* 1; in 10: *Achyranthes aspera* +; in 11: *Brachypodium sylvaticum* +, *Galium aparine* +; in 12: *Brachypodium sylvaticum* 1, *Pelargonium* spec. 1; in 13: *Pelargonium* spec. +; 15: *Prunus dulcis* 2.

Aufn./Rel. 1 – 16: Montaña de Talavera (Buenavista del Norte)

Die weite Verbreitung von *Heberdenia* im UG in der Stufe unterhalb der Lorbeerwälder und die große Anzahl von mehr als 500 aufgelisteten Exemplaren sprechen dafür, dass ihr Schwerpunkt eher im Thermophilen Buschwald liegt, und zwar im *Pistacio-Heberdenietum*. Für die Eigenständigkeit dieser Assoziation spricht auch, dass nicht nur Arten der Lorbeerwälder sondern auch die des Sukkulentenbuschs (*Kleinio-Euphorbiete*) weitgehend fehlen. Dies ist vergleichsweise erstaunlich, da diese Arten in unmittelbarer Nachbarschaft des *Pistacio-Heberdenietum* vorkommen, ein deutlicher Hinweis auf die speziellen Bedingungen der Wuchsorte, die viel eher die Qualität eines "echten" Waldes mit großen Bäumen, Schatten, frischen Böden und speziellem Mikroklima haben, als die einer Gebüschformation, wie es im *Rhamno-Hypericetum* mit seinen vielen Elementen des Sukkulentenbusches der Fall ist. Hierfür spricht auch die Anwesenheit von *Canarina canariensis*, die als Differentialart der Assoziation betrachtet wird (vgl. NEZADAL & WELSS 2009).

Die Zugehörigkeit des *Pistacio-Heberdenietum* zum Verband *Mayteno-Juniperion* zeigt sich in vielen charakteristischen Arten dieses Verbandes wie auch der Ordnung und der Klasse (Abb. 6). Somit ist neben des Besitzes von Charakter- und Differentialarten, einer bestimmten Artenkombination, eines eigenen Areals und eigenen Standortbedingungen auch ein fünftes Kriterium für die Anerkennung einer eigenständigen Gesellschaft gegeben, wie es bei NEZADAL (1989: 4) gefordert wird, nämlich die Zugehörigkeit und Einordenbarkeit in das hierarchische System der Phytosoziologie. Anhand der bisher erhobenen 18 Vegetationsaufnahmen bei NEZADAL & WELSS (2009), die hier in Tab. 1 wiedergegeben werden, und weiteren Aufnahmen anderer Autoren, die hier eingeordnet werden können, lässt sich diese Einschätzung gut nachvollziehen. Hier ist vor allem die wertvolle Arbeit von SANTOS GUERRA & FERNÁNDEZ GALVÁN (1983) aufzuführen.

K *Rhamno crenulatae-Oleetea cerasiformis* A. Santos ex Riv.-Mart. 1987

O *Rhamno crenulatae-Oleetalia cerasiformis* A. Santos 1983

V *Mayteno canariensis-Juniperion canariensis* A. Santos & F. Galván ex A. Santos 1983
corr. Riv.-Mart., Wildpret, del Arco, O. Rodríguez, Pérez de Paz, García Gallo,
Acebes, T. E. Díaz & Fernández-Gonzalez 1993

A *Euphorbietum atropurpureae* Lems 1968

A *Periploco laevigatae-Phoenicetum canariensis* Riv.-Mart., Wildpret, del Arco,
O. Rodríguez, Pérez de Paz, García Gallo, Acebes, T. E. Díaz & Fernández-
González 1993

A *Pistacio atlanticae-Heberdenietum excelsae* Nezadal & Welss 2009

A *Junipero canariensis-Oleetum cerasiformis* Rodríguez, Wildpret, del Arco & Pérez
de Paz 1990 corr. Riv.-Mart., Wildpret, del Arco, O. Rodríguez, Pérez de Paz,
García Gallo, Acebes, T. E. Díaz & Fernández-González 1993

A *Rhamno crenulatae-Hypericetum canariensis* Riv.-Mart., Wildpret, del Arco, O.
Rodríguez, Pérez de Paz, García Gallo, Acebes, T. E. Díaz & Fernández-González 1993

Abb. 6: Synsystematische Übersicht der Ordnung *Rhamno-Oleetalia*.

Fig. 6: Synsystematic survey of the order *Rhamno-Oleetalia*.

4. Gefährdung, Regeneration

An erster Stelle bei der Betrachtung der Gefährdungsfaktoren für den Thermophilen Buschwald und das *Pistacio-Heberdenietum* steht die Landwirtschaft mit ihren unterschiedlichen Einflüssen. In der Vergangenheit war es meist der direkte Lebensraumverlust durch Umwandlung in landwirtschaftliche Flächen durch Rodung oder auch durch die Ablagerung von fremdem Bodenmaterial für Bananenplantagen. Heute sind die Eingriffe subtiler: Ganz entscheidend ist die Austrocknung ganzer Landschaftsteile infolge der Ableitung von Wasser durch Pumpwerke, gefolgt von der Überweidung durch Ziegen. Letztere verdrängen viele der empfindlicheren Arten auf unzugängliche Felsstandorte, wo sie unter sehr ungünstigen Bedingungen um ihr Überleben kämpfen. Als Musterbeispiel hierfür kann der Drachenbaum stehen, der – außer bei angepflanzten und geschützten Exemplaren – derzeit in freier Natur nur in auch für Ziegen unerreichbaren Felswänden wächst, wo er sich nur so lange Zeit halten kann, bis er infolge seines zunehmenden Gewichts eines Tages in den Abgrund stürzt (Abb. 7).



Abb. 7: *Dracaena draco* am Abgrund.

Fig. 7: *Dracaena draco* on the abyss.

Foto: W. Weiß, 23.3.2010

Ein weiteres Refugium für empfindliche Arten ist die “unidad cardón”, wie sie RODRÍGUEZ et al. (1990) beschreiben: Hier können sich im Schutz von ringförmig angeordneten großen Exemplaren von *Euphorbia canariensis* (“cardón”) und anderen dornigen Pflanzen Arten ansiedeln und entwickeln, die außerhalb dieser “natürlichen Zäune” keine Chance gegenüber dem Ziegenfraß haben (Abb. 8). Die zwölf Aufnahmen der “unidad cardon” dieser Autoren in der Tabelle 3 (l. c.: 129) aus dem unteren Bereich des Thermophilen Buschwaldes enthalten eine beträchtliche Anzahl an Arten der Klasse *Rhamno-Oleetea* vermischt mit denen der *Kleinio-Euphorbiete*. Aus dieser Ansammlung von Pflanzen lässt sich ableiten, welche Arten Bestandteile

der natürlichen Vegetation dieser Bereiche sein könnten, vor allem in der Klimaxgesellschaft *Pistacio-Heberdenietum*.

Auch SCHNEIDER (2004) und STALLWITZ (2004) erhoben 15 bzw. 7 Aufnahmen dieser “unidad cardón” im Umkreis des Barranco de Baranda bzw. Barranco Bujamé. Weitere Arten des Thermophilen Buschwaldes, die in diesen beiden Untersuchungsgebieten fast ausschließlich innerhalb dieser “Zäune” oder auf Felsstandorten gefunden wurden – ohne dass sie im mindestens Felspflanzen wären – sind *Juniperus canariensis*, *Sideroxylon canariense*, *Maytenus canariensis*, *Bosea yervamora*, *Retama rhodorrhizoides* und *Teline salsoloides*.



Abb. 8: Natürlicher Zaun aus *Euphorbia canariensis* (unidad cardón).

Fig 8: Natural fence of *Euphorbia canariensis* (unidad cardón).

Foto: W. Nezádal, 28.3.2007

Trotz aller negativen Einflüsse erscheint eine Regeneration des Thermophilen Buschwaldes an vielen Stellen möglich. Der entscheidende Schritt für diesen Prozess könnte die Einrichtung des Naturparks “Parque rural de Teno” im Jahre 1987 gewesen sein. Unabdingbare Voraussetzung wäre die strikte Umsetzung der gesetzlichen Regelungen von 1993. Der Schlüssel zum Gelingen läge neben der Einhaltung verschiedener Restriktionen und der Limitierung des Baus neuer Terrassen, Gebäude oder Wege in der sinnvollen Regulierung der Ziegenbeweidung.

Wegen der besseren Wasserversorgung und der höheren Luftfeuchtigkeit sind die Perspektiven für eine Regeneration in den höheren Lagen im Kontakt mit dem Lorbeerwald günstiger als weiter unten. FRIEDEL (2004) widmet sich im Detail der Regeneration der Wälder im oberen Teil des Barrancos de Bujamé und stellt eine überraschend starke Naturverjüngung von Holzpflanzen fest. Da sich viele von ihnen außer durch Samen auch vegetativ vermehren (vgl. FERNÁNDEZ-PALACIOS & ARÉVALO 1998), bestehen gute Chancen für ein Überleben wie auch für die Wiederausbreitung der Lorbeerwälder und der Thermophilen Buschwälder. Immer noch gibt es genügend fruktifizierende Pflanzen, die an Felsstandorten oder in den durch Dornen geschützten Habitaten der “unidades cardón” überlebt haben und als Kerne der Wiederbesiedlung dienen können.

Trotz der Abwesenheit fruktifizierender Bäume in der näheren Umgebung fanden FRIEDEL (2004) und SCHNEIDER (2004) in einigen Gebieten viele Jungpflanzen von *Heberdenia excelsa*. Die relativ schweren Früchte mussten also über einige Distanz transportiert worden sein. Als Samenausbreiter kommen insbesondere die beiden endemischen Lorbeertauben *Columba bollii* (Bolles Lorbeertaube) und *C. junoniae* (Weißschwanz-Lorbeertaube), sowie die Amsel (*Turdus merula*) in Frage. Nach den detaillierten Beobachtungen von SCHNEIDER (2004) an Weißschwanz-Lorbeertauben fressen die Vögel Früchte von *Maytenus*, *Heberdenia*, *Apollonias*, *Olea*, *Picconia*, *Visnea*, *Bosea*, *Dracaena* und anderen wichtigen Arten der Thermophilen Buschwälder. Diese auf Teneriffa bis vor kurzem sehr gefährdete Taube hat sich wohl aufgrund der Naturschutzmaßnahmen – ebenso wie die schon immer etwas häufigere Bolles Lorbeertaube – zur Zeit in ihrem Bestand stabilisiert, wenn auch auf sehr geringem Niveau.

5. Ausblick

Die große Bedeutung von Felsstandorten für das Überleben der seltenen Arten des Thermophilen Buschwaldes wird von allen Autoren betont. Zumindest *Dracaena draco* und *Sideroxylon canariense* wären wohl seit längerem ausgestorben, wenn sie nicht die Fähigkeit hätten, auch in steilen Felswänden zu wachsen (LOBIN et al. 2005). Tabelle 2 zeigt die Perspektiven für eine Regeneration und die Häufigkeit der charakteristischen Arten des thermophilen Buschwaldes sowie die Anzahl von festgestellten Exemplaren in den Untersuchungsgebieten von BERGER (2006), EBERT (2005), SCHNEIDER (2004) und STALLWITZ (2004) in der Zone unter 600 m ü. NN. Aus dieser Tabelle lassen sich gute Aussichten für eine Regeneration dieser so sehr degenerierten Vegetationseinheiten erkennen, vor allem auch für das *Pistacio-Heberdenietum*. Entscheidend wird sein, wie gut die Vorgaben und Auflagen des Teno-Naturparks (Parque Rural de Teno) umgesetzt werden können. Die Erhaltung der Natur und einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzung, die eine Übernutzung vermeidet und zugleich den Charakter der Landschaft bewahrt, wird von einem ausgewogenen Verhältnis zwischen einem noch weiter auszubauenden Ökotourismus und einer extensivierten Landwirtschaft abhängen. Im Zentrum dieses Plans steht zweifellos die Erhaltung der traditionellen Weidewirtschaft mit Ziegen, allerdings in einer geregelten Weise, die bestimmte Normen berücksichtigt. So könnten die Vorstellungen von Volker Voggenreiter, einem Pionier des Naturschutzes auf den Kanarischen Inseln, doch noch realisiert werden, der schon im Jahre 1974 Vorschläge zur Verbesserung der Naturschutzsituation ausarbeitete (VOGGENREITER 1974).

Tab. 2: Frequenz und Perspektiven der Regeneration der wichtigen Arten des Thermophilen Buschwaldes und der Lorbeerwälder in den Untersuchungsgebieten in Teneriffa. Nach NEZADAL & WELSS (2009)

Tab. 2: Frequency and prospects of regeneration of important species of the Thermophilous Forest and the Laurel Forest in the study areas in Tenerife. After NEZADAL & WELSS (2009)

Frequenz: +++ sehr häufig/very frequent Perspektiven: +++ sehr gut/very good
 ++ häufig/frequent ++ gut/good
 + selten/rare + mäßig/moderate

Art/species	Exemplare	Frequenz	Perspektiven
<i>Heberdenia excelsa</i>	>500	+++	+++
<i>Pistacia atlantica</i>	>150	++	++
<i>Spartocytisus filipes</i>	>100	++	++
<i>Retama rhodorhizoides</i>	81	++	++
<i>Marquetella moquiniana</i>	2?	+	+
<i>Maytenus canariensis</i>	>170	++	+++
<i>Olea cerasiformis</i>	43	+	+
<i>Dracaena draco</i>	20	+ cult p.p.	+
<i>Phoenix canariensis</i>	191	+ cult p.p.	+
<i>Juniperus canariensis</i>	4	+	+
<i>Sideroxylon canariense</i>	57	++	++
<i>Bosea yervamora</i>	47	++	++
<i>Osyris quadripartita</i>	26	+	++
<i>Euphorbia atropurpurea</i>	>150	++	++
<i>Limonium arborescens</i>	>40	+	++
<i>Convolvulus canariensis</i>	1	+	++
<i>Teline salsoloides</i>	1	+	++
<i>Apollonias barbujana</i>	83	++	++
<i>Visnea mocanera</i>	45	+	+
<i>Pleiomeris canariensis</i>	21	+	++
<i>Picconia excelsa</i>	13	+	+
<i>Rhamnus crenulata</i>	viele/many	+++	+++
<i>Hypericum canariense</i>	viele/many	+++	+++
<i>Justitia hyssopifolia</i>	viele/many	+++	+++
<i>Rubia fruticosa subsp. f.</i>	viele/many	+++	+++
<i>Jasminum odoratissimum</i>	viele/many	+++	+++
<i>Globularia salicina</i>	viele/many	+++	+++
<i>Teucrium heterophyllum</i>	viele/many	+++	+++
<i>Echium strictum</i>	viele/many	+++	+++
<i>Echium aculeatum</i>	viele/many	+++	+++
<i>Echium virescens</i>	viele/many	+++	+++
<i>Asparagus scoparius</i>	viele/many	+++	+++
<i>Asparagus umbellatus</i>	viele/many	+++	+++

Danksagung: Mein Dank gilt Walter Weiß, der mit mir die Arbeit über die thermophilen Buschwälder des Tenogebirges verfasste und den vorliegenden Artikel durchsah, korrigierte und ergänzte.

Literatur

ARECHAVALETA, M., RODRÍGUEZ, S., ZURITA, N. & GARCÍA, A. (eds.)(2010): Lista de especies silvestres de Canarias (hongos, plantas y animales terrestres 2009). – Gobierno de Canarias: 579 pp. 119–172.

- BARQUÍN DÍEZ, E. & WILDPRET DE LA TORRE, W. (1975): Diseminación de plantas canarias. Datos iniciales. – *Vieraea* 5: 38–60.
- BERGER, D. (2006): Flora und Vegetation auf Felsstandorten am Nordabfall der Montaña de Talavera bei Buenavista del Norte (Teno-Gebirge, Teneriffa). – Diplomarb., Univ. Erlangen: 167 pp.
- DEL ARCO ÁGUILAR, M. (Hrsg.) (2006): Mapa de Vegetación de Canarias. – GRAFCAN. Santa Cruz de Tenerife.
- DEL ARCO ÁGUILAR, M., PÉREZ DE PAZ, P.L., ACEBES, J.R., GONZÁLEZ MANCEBO, J.M., REYES BETANCORT, J.A., BERMEJO, J.A., DE ARMAS, S. & GONZÁLEZ GONZÁLEZ, R. (2006): Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). – *Ann. Bot. Fennici* 43: 167–192.
- EBERT, M. (2005): Floristische und pflanzensoziologische Untersuchungen in der Stufe des Thermophilen Buschwaldes am Nordhang der Montaña de Talavera bei Buenavista del Norte (Teno-Gebirge, Teneriffa). – Diplomarb., Univ. Erlangen: 240 pp.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. & ARÉVALO, J.R. (1998): Regeneration strategies of tree species in the laurel forest of Tenerife (The Canary Islands). – *Plant Ecology* 137: 21–29.
- FRIEDEL, T. (2004): Verbreitung, Artzusammensetzung und Soziologie der Lorbeerwaldrelikte im oberen Barranco de Bujamé (Teno-Gebirge, Teneriffa). – Diplomarb., Univ. Erlangen: 142 pp.
- GAISBERG, M., von (2005): Die Vegetation der Fußstufe von El Hierro (Kanarische Inseln). – *Diss. Bot.* 395, J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 364 pp.
- HOHENESTER, A. & WELSS, W. (1993): Exkursionsflora für die Kanarischen Inseln - mit Ausblicken auf ganz Makaronesien. – Ulmer, Stuttgart: 374 pp.
- KLINKE, K. (2006): Geobotanische Untersuchungen auf stark beweideten Flächen im Barranco südlich der Montaña de Talavera bei Buenavista del Norte (Teno-Gebirge, Teneriffa). – Diplomarb., Univ. Erlangen: 123 pp.
- LOBIN, W., LEYENS, T., SANTOS, A., COSTA NEVES, H. & GOMES, I. (2005): The genus *Sideroxylon* (*Sapotaceae*) on the Madeira, Canary Islands and Cape Verde Archipelagos. – *Vieraea* 33: 119–144.
- NEZADAL, W. (1989): Unkrautgesellschaften der Getreide- und Frühjahrshackfruchtkulturen (*Stellarietea mediae*) im mediterranen Iberien. – *Diss. Bot.* 143, J. Cramer, Berlin Stuttgart: 205 pp.
- NEZADAL, W. & WELSS, W. (2009): Aportaciones al conocimiento del bosque termófilo en el noroeste de Tenerife (Islas Canarias). – In: BELTRAN TEJERA, E.J., AFONSO-CARILLO, A., GARCÍA GALLO, A. & RODRÍGUEZ DELGADO, O. (eds.): Homenaje al profesor Dr. Wolfredo Wildpret de la Torre. Instituto de Estudios Canarios. La Laguna (Tenerife. Islas Canarias). Monografía 78: 229–244.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., WILDPRET DE LA TORRE, W., DEL ARCO ÁGUILAR, M., RODRIGUEZ, O., PÉREZ DE PAZ, P.L., GARCÍA GALLO, A., ACEBES GINOVÉS, J.R., DÍAZ GONZÁLEZ, T.E. & FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, F. (1993a): Las comunidades vegetales de la Isla de Tenerife (Islas Canarias). – *Itinera Geobotanica* 7: 169–374.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ GONZÁLEZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSÃ, M. & PENAS, A. (2001): Syntaxonomical checklist of vascular plant, communities of Spain and Portugal to association level. – *Itinera Geobotanica* 14: 5–341.

-
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ GONZÁLEZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLES, F., IZCO, J., LOIDI, J., LOUSÃ, M. & PENAS, A. (2002): Vascular Plant Communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. – *Itinera Geobotanica* 15 (1/2): 5–922.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., WILDPRET DE LA TORRE, W. & PÉREZ DE PAZ, P.L. (1993b): Datos sobre *Juniperus phoenicea* agg. (*Cupressaceae*). – *Itinera Geobotanica* 7: 509–512.
- RODRÍGUEZ, O., WILDPRET DE LA TORRE, W., DEL ARCO ÁGUILAR, M. & PÉREZ DE PAZ, P.L. (1990): Contribución al estudio fitosociológico de los restos de sabinas y otras comunidades termófilas de la isla de Tenerife (Canarias). – *Rev. Acad. Canar. Cienc.* 2: 121–142.
- SANTOS GUERRA, A. (2000): La vegetación. – In: MORALES, G. & PÉREZ, R. (eds.) *Gran Atlas temático de Canarias* 2: 121–146, Ed. Interinsular Canaria, Arafo, Tenerife.
- SANTOS GUERRA, A. & FERNÁNDEZ GALVÁN, M. (1983): Vegetación del macizo de Teno. Datos para su conservación. – *Comunic. II. Congreso Internacional Pró Flora Macaronésica, 1977*: 385–424, Funchal.
- SCHNEIDER, F. (2004): Verbreitung, Standortfaktoren und Soziologie der Kontaktvegetation Thermophiler Buschwälder im Barranco de Baranda (Teno-Gebirge, Teneriffa). – *Diplomarb., Univ. Erlangen*: 162 pp.
- STALLWITZ, T. (2004): Der Sukkulantenbusch und seine thermophile sowie chasmo-phytische Kontaktvegetation im Barranco de Bujamé (Teno-Gebirge, Teneriffa). – *Diplomarb., Univ. Erlangen*: 150 pp.
- STEFFEN, P. (2004): Verbreitung und Gesellschaftsaufbau von *Euphorbia aphylla* im Bereich der Montaña de Taco im Nordwesten Teneriffas. – *Diplomarb., Univ. Erlangen*: 62 pp.
- VOGGENREITER, V. (1974): Geobotanische Untersuchungen an der natürlichen Vegetation der Kanareninsel Tenerife (Anhang: Vergleiche mit La Palma und Gran Canaria) als Grundlage für den Naturschutz. – *Diss. Bot.* 26, J. Cramer, Lehre: 718 pp.
- VOGGENREITER, V. (1995): *Atlas Fitocorológico Ilustrado de Tenerife en Cuadrícula U.T.M. 5 x 5 km.* Bonn: 196 pp.
- WILDPRET DE LA TORRE, W. & DEL ARCO ÁGUILAR, M.J. (1987): España insular: Las Canarias – In: PEINADO LORCA, M & RIVAS-MARTÍNEZ, M. & S. (ed.): *La vegetación de España*: 515–544, Alcalá de Henares.

Autor:

Prof. Dr. Werner Nežadal
Herbarium Erlangense
LS Molekulare Pflanzenphysiologie
Universität Erlangen-Nürnberg
Staudtstr. 5, D-91058 Erlangen
E-mail: wnežadal@gmx.de

Ist es Zeit für einige Paradigmenwechsel in der Geobotanik?

Henning Haeupler

Prof. Dr. Dietmar Brandes zum 65. Geburtstag gewidmet.

Zusammenfassung

Aufgrund von eigenen Beobachtungen auf vielen Reisen durch viele Lebensräume der Erde (Biome) ist es mehr als überfällig, mit einer ganzen Reihe hartnäckig von Autor zu Autor und von Auflage zu Auflage der Lehrbücher immer wieder übernommenen Paradigmata aufzuräumen und sie entsprechend abzuwandeln. Ich werde in meinem Buch „Vom Äquator zu den Polarkreisen – Vegetationsbilder der Erde“ (in Vorbereitung) näher darauf eingehen.

Abstract

It is overdue to contradict a number of paradigms seem to be wrong but which are repeatedly adopted from author to author in many textbooks of geobotany. For nine of them I give detailed recommendations to replace or correct them. For further six of them only a short note will be given here. In the book “Vom Äquator zu den Polarkreisen – Vegetationsbilder der Erde“ (in preparation) I will discuss this problem in detail.

Keywords: antiboreal zone, laurophyllous species, mountainbirch woodland, sclerophyllous oak scrubs, vegetation zones

1. Einleitung

Unter einem Paradigma versteht man „eine bestimmte wissenschaftliche Lehrmeinung, Denkweise oder Art der Weltanschauung, Wenn sich eine solche grundlegend ändert, nennt man das einen Paradigmenwechsel“ (WIKIPEDIA, aufgerufen am 17. 9. 2012).

In der Vorrede zu seinen „Ideen zu einer Geographie der Pflanzen“ schreibt HUMBOLDT (HUMBOLDT & BONPLAND 1807, Nachdruck 1989, S. 47): „wenn ich den Lauf der Berge und Flüsse nicht immer in der Natur so finde, wie sie die Karte ... angibt, ... ist das gewöhnliche Schicksal der Reisenden, da zu missfallen, wo sie hergebrachten Meinungen widersprechen.“ Übertragen wir diese Aussage von seinem rein geographischen Blickwinkel auf das Erfassen von Landschaften und Vegetation, so kann genau dies dem Reisenden, selbst heute noch, öfter widerfahren. Nach zahlreichen Reisen, im Rahmen wissenschaftlicher Tagungen und Exkursionen sowie privat, einschließlich einer kompletten Umrundung der Erde am Stück auf

einem Schiff, stellt sich die Frage: muss ich nach diesen Reisen, gemäß dem Zitat von Humboldt, „hergebrachten Meinungen“, sprich: weit verbreiteten Paradigamata in der Geobotanik, widersprechen? Nach einer internen Aufstellung sind es derzeit mindestens 15 Paradigamata, für die ich die Eingangsfrage mit „Ja!“ beantworten möchte.

Paradigma 1

WAGENITZ (2008, S. 342 f.) schreibt in seinem „Wörterbuch der Botanik“ unter dem Stichwort „Vegetationszonen“: „Die Asymmetrie (nördlich der Tropischen Zone vier weitere Zonen, südlich nur zwei) hängt mit der unterschiedlichen Größenausdehnung der Kontinente in Nord und Süd zusammen.“ Dieses Paradigma geht ohne Zweifel auf die Publikation von TROLL (1948): „Der asymmetrische Aufbau der Vegetationszonen und Vegetationsstufen auf der Nord- und Südhalbkugel“ zurück (Abb. 1). Die zitierte Formulierung von WAGENITZ ist ein Musterbeispiel für die Fehlinterpretation dieser oft zitierten, klassischen Quelle. TROLL selber differenziert auf seinem Idealkontinent auf der Südhalbkugel 10 „klimatische Vegetationsgürtel“, die den 12 auf der Nordhalbkugel völlig entsprechen. Es fehlen im Süden nur die Gürtel „Boreales Nadelwaldklima“ und „Boreales Birkenwaldklima“. Bezogen auf die Landmassen-Asymmetrie ist TROLL rein formal nicht zu widersprechen, wohl aber entschieden der eingangs genannten vegetationsgeografischen Schlussfolgerung, die sich in vielen Lehrbüchern findet und die WAGENITZ ja eigentlich nur zusammenfasst.

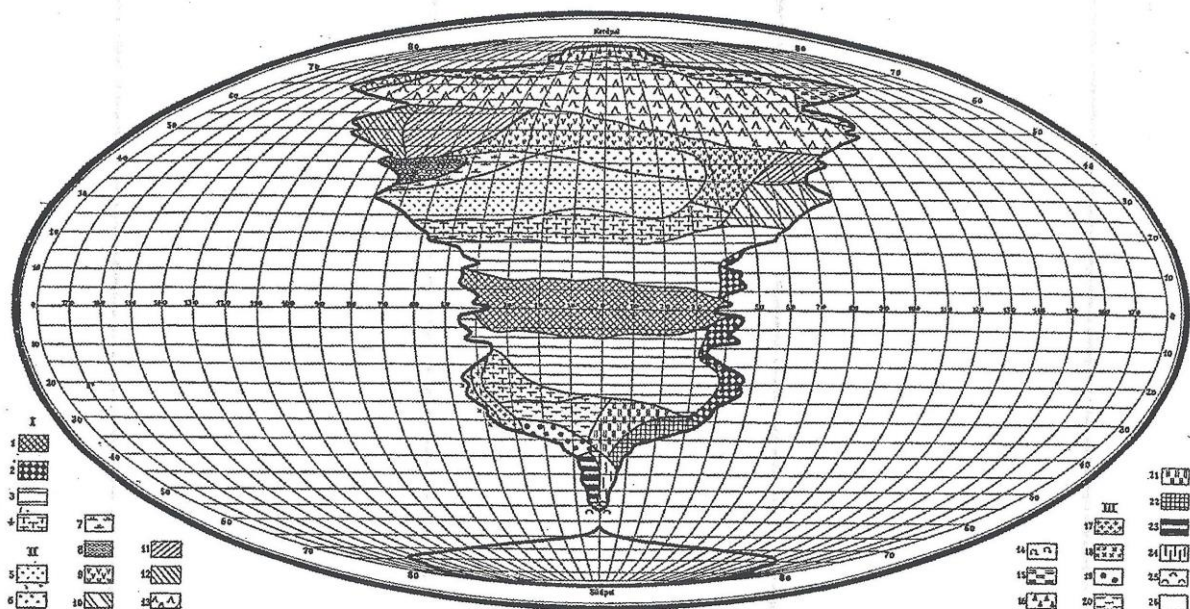


Abb. 1: Die Asymmetrie der Vegetationszonen auf der Nord- und Südhemisphäre.

Fig. 1: The asymmetrical distribution of vegetation zones in the northern and southern hemisphere.

Aus/from TROLL (1948, Fig. 15, S. 74, 75).

Paradigma 2

WAGENITZ (2008) bezieht sich in seiner Aussage offenbar zusätzlich auf die zwei „thermischen Vegetationszonen“ nach SCHROEDER (1998, Abb. 43, S. 110, hier als Abb. 2 wiedergegeben). Dieser unterscheidet außerhalb der Tropen auf der Südhalbkugel nur eine antarktische und eine australe Zone. Austral bedeutet im Grunde nichts anderes als „südlich“ und ist sprachlich die genaue Entsprechung zu boreal = nördlich. Benutzt man beide Begriffe terminologisch korrekt, so sollten sich die Inhalte beider Zonen in irgendeiner Weise entsprechen. Weder Klimatologen noch Geographen benutzen diese grobe Zweigliederung der außertropischen Südhemisphäre. Nach SCHÖNWIESE (2003), SCHULTZ (2000), RICHTER (2001) u. v. a., aber auch WALTER & BRECKLE (1999) und selbst bei TROLL (1948) wiederholen sich auf der Südhalbkugel alle Klimazonen, bis auf die boreale. In ihrer Ausdehnung sind sie im Süden allerdings oft nur sehr kleinflächig ausgebildet und z. T. mosaikartig nebeneinander und nicht zonal angeordnet. Man darf deshalb aber nicht, wie es SCHROEDER tut, die meridionale Zone mit den zwei Zonobiomen IV Hartlaubwälder (die römischen Ziffern beziehen sich auf die Nummerierung der Zonobiome bei WALTER & BRECKLE 1999) und V Lorbeerwälder und die nemorale mit den zwei Zonobiomen VI Laubwerfende Wälder und VII Steppen in einem qualitativ höchst heterogenen Megagürtel zusammenfassen. Alle vier Zonobiome sind in Südamerika deutlich voneinander zu unterscheiden und schon bei TROLL klar differenziert und aufgelistet als Mattoral, Valdivianischer Regenwald, gemäßigte, sommergrüne Scheinbuchen-Wälder und als Patagonische Steppe. Ähnliches gilt auch für Südafrika sowie Australien und Neuseeland. Der Begriff „austral“ ist durch das Lumping durch SCHROEDER für die Vegetationsgeografie zu einem „terminus ambiguus“ geworden.

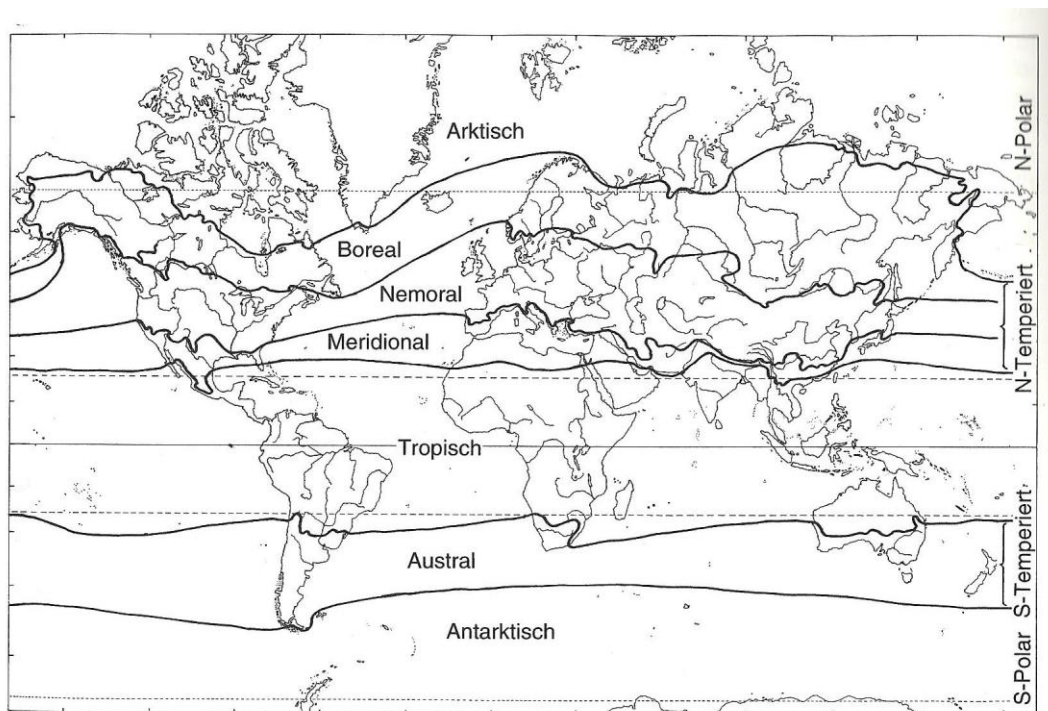


Abb. 2: Die thermischen Vegetationszonen.

Fig. 2: The thermal vegetation belts.

Aus/from SCHROEDER (1998, S. 110, Fig. 43).



Abb. 3: Breitenparallele Darstellung der Südspitze Südamerikas und der kanadischen Atlantikküste.

Fig. 3: Presentation of the southern end of South America parallel to latitude of the middle northeast coast of Canada.

Aus/from HAEUPLER (2009, Fig. 11, S. 293), nach/after MEINHARDT & NEWE (1994).

Paradigma 3

„Lehrmeinung“, also Paradigma ist, dass es das boreale, kalt gemäßigte Zonobiom VIII auf der Südhalbkugel der Erde „wegen mangelnder Landmasse in den entsprechenden Breiten“ nicht geben kann. Legt man jedoch Kartenausschnitte sich entsprechender geographischer Breite von der Nord- und Süd-Hemisphäre nebeneinander (Abb. 3), erkennt man, wie z. B. die Südspitze von Südamerika bei gleicher Breite weit in das boreale Kanada hineinreicht. Beide Bereiche sind zudem gleichermaßen stark ozeanisch getönt und von kalten Meeresströmungen umgeben. Durchfährt man mit dem Schiff im gleichen Jahr, im jeweiligen Sommer, sowohl die Fjorde Norwegens als auch die Patagoniens, z. B. im Beagle-Kanal, fällt sofort die große physiognomische Ähnlichkeit zwischen beiden Gebieten ins Auge (Abb. 4). So hat es auch Darwin 1845 gesehen! Auf Einzelheiten kann ich hier nicht eingehen und verweise auf meine Studie im Forstarchiv (HAEUPLER 2009). Auch RICHTER (2001, S. 49 ff.) geht auf diesen Parallelismus ein und greift die Zonenbezeichnung antiboreal von WACE auf. Er vergleicht dabei die Klimadiagramme von Akureyri (Island) und Ushuaia (Patagonien). Sie stimmen sehr gut überein (Abb. 5), Unterschiede gibt es nur bei den absoluten Tiefstwerten der Temperatur. Bei der hohen Ozeanität im Süden kann dies nicht überraschen. Diese parallele Sichtweise von boreal und antiboreal ist keineswegs neu, sondern in der älteren Literatur bereits öfter formuliert, u. a. von SKOTTSBERG (1960), WACE (1965) und in zahlreichen weiteren Arbeiten in PANTIN (1960) und TUHKANEN (1984), aber von den meisten späteren Autoren offenbar völlig übersehen worden. TUHKANEN (1984) S. 43: „One may, for instance, examine to what extent the *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego are vicarious with the birch forests of western Norway“. Die Grenzen der antiborealen Zone gegenüber der antitemperaten und der antarktischen zeichnet TUHKANEN nach (Abb. 6).



Abb. 4: Die Waldgrenze auf Island (oben) und im Beagle-Kanal (Feuerland, unten).

Fig. 4: Timber line in Island (above) and in the Beagle Channel in Patagonia (below).

Fotos Haeupler 2009.

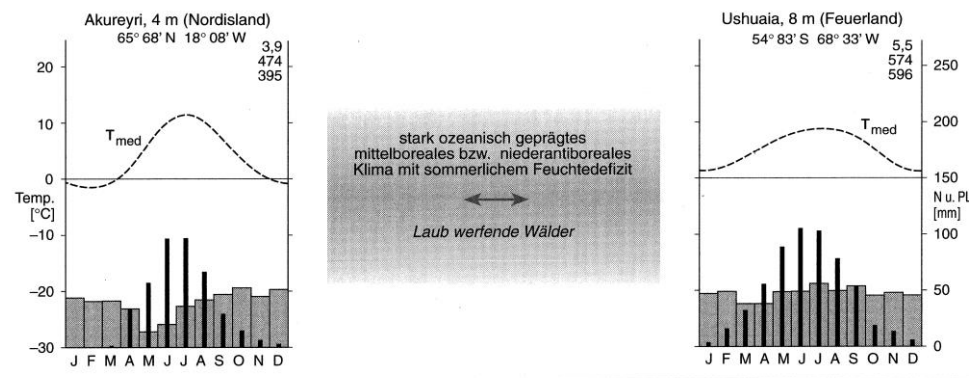


Abb. 5: Klimadiagramme von Akureyri (Island, links) und Ushuaia (Feuerland, rechts).

Fig. 5: Climatic diagrams from Akureyri (Island, left) and Ushuaia (Patagonia, right).

Aus/from RICHTER (2001, Fig. 3.4., S. 58).

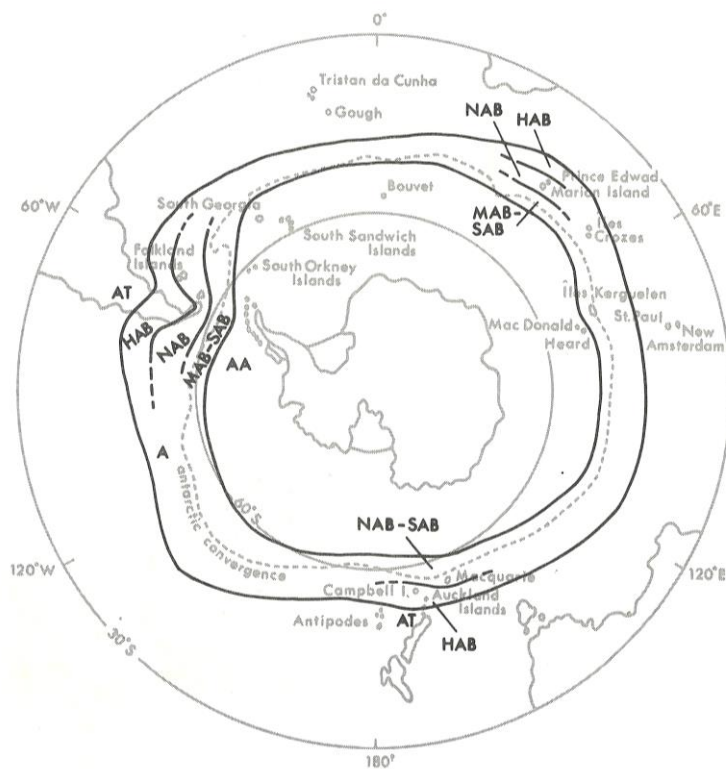


Abb. 6: Die antiborealen Zonen. HAB: hemiantiboreal, NAB: northern antiboreal, MAB: middle antiboreal, SAB: southern antiboreal, AT: antitemperate, AA: antarctic.

Fig. 6: The antiboreal zones. HAB: hemiantiboreal, NAB: northern antiboreal, MAB: middle antiboreal, SAB: southern antiboreal, AT: antitemperate, AA: antarctic.

Aus/after TUHKANEN (1984, Fig. 9, S. 42).

Indizien für die Existenz einer kalt gemäßigten Zone auf der Südhalbkugel sind auch eine ganze Reihe von bipolaren Sippen und Vegetations-Formationen. SCHMITHÜSEN 1968, S. 23 spricht von ca. 60 Gattungen, in denen bipolare Arten vorkommen. Nur zwei, auch syntaxonomisch bemerkenswerte Beispiele möchte ich hier nennen: *Sphagnum magellanicum* und, was kaum bekannt ist, *Deschampsia setacea* (ARTS, WEEDA & WESTHOFF 1992). Herr Weeda machte mich 2012 auf einer Exkursion der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft im Gelände darauf aufmerksam, direkt neben dieser Pflanze stehend.

Paradigma 4

In den meisten Vegetationskarten der Erde, v. a. sehr kleinen und generalisierten, insbesondere in der angloamerikanischen Literatur, reichen die borealen Nadelwälder (Taiga) bis an die Küsten der Kontinente, in Norwegen z. B. an den Atlantik. Allenfalls findet sich, auf den äußersten Norden beschränkt, die Formation „subpolare Wiesen und sommergrüne Gesträuche“ (so z. B. im STRASBURGER 2008, Innentitel hinten). Das Boreale Zonobiom besteht aber nicht nur aus Taiga, also borealem Nadelwald oder flächendeckenden Hochmooren, sondern, jeweils an den hochozeanischen West- und Ostküsten aller Kontinente, flächendeckend auch aus sommergrünen und vor allem auffallend kleinblättrigen Laubwäldern. TROLL (1948) grenzt auf seinem Idealkontinent im Norden explizit ein „boreales Birkenwaldklima“ ab. In Norwegen und auf Island wachsen küstennah ausgedehnte Wälder aus Mountain Birch bzw. Fjellbirke (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*). Diese Birke wurde früher fälschlich als *B. tortuosa* benannt, eine Art, die auf das Altaigebirge beschränkt ist. In der Literatur wird oft nur von *B. pubescens* gesprochen. Autoren, die so vorgehen, haben offenbar noch nie echte *B. pubescens*, d. h. in der ssp. *pubescens*, in Mitteleuropa gesehen. Beide Sippen sind nicht zu verwechseln. BOHN et al. (2004, EuroVegMap) unterscheiden 15 Typen Isländischer bzw. Skandinavischer Birkenwälder mit der Fjellbirke (Abb. 7). In Kamtschatka übernimmt *Betula ermanii* diese Rolle und im borealen Nordamerika sind es nach BARBOUR & BILLINGS (1988, S. 45) im Osten an der Küste Labradors und im Westen im Yukon Territory „Shrublands“ aus *Betula glandulosa*, *Alnus crispa* und *Salix planifolia*. Auf der Südhemisphäre in Patagonien übernehmen, wie es bereits TUHKANEN (1984) vermutete, die immergrüne *Nothofagus betuloides* (man beachte den Namen!) bzw. die sommergrüne *N. antarctica* diese Rolle. Die Paradigmata 1 bis 4 zeigen im Übrigen, wie ein einziges, falsch verstandenes Paradigma eine Kette von Nachwirkungen auf verschiedenen Ebenen nach sich ziehen kann.

Paradigma 5

Nach gängiger Lehrbuchmeinung beschränken sich Hartlaubwälder zonal, also streng klimabedingt, ausschließlich auf die mediterranen Winterregen-Gebiete an den Westküsten der Kontinente, Lorbeerwälder dagegen auf die humideren Ostküsten. WALTER & BRECKLE (1999) stufen sie deshalb in zwei unterschiedliche Zonobiome ein. 1993 stand ich mit Studenten im Zentrum von Florida bei Orlando, laut WALTER & BRECKLE also im Lorbeerwald-Gebiet, mitten in einem typischen mediterranen Hartlaubwald, bestehend aus kleinblättrigen, immergrünen Eichen (*Quercus geminata*), zusammen mit Kiefern, zwergigen Palmen (*Serenoa repens*) und dem Rosemary Shrub (*Ceratolia ericoides*, einer Empetraceae) sowie weiteren, immergrünen „scrub oaks“ wie *Quercus inopina*, *Q. myrtifolia* und *Q. chapmanii* (Abb. 8). NELSON (1994, S. 86) bezeichnet diese Formation als „sand pine-oak scrub“, der auf „dry sand ridges“ in Nord-Florida flächendeckend wächst. Ich begann an dem eingangs erwähnten Paradigma zu zweifeln (HAEUPLER 1994).



Abb. 7: Fjellbirken-Bestände im westlichen Norwegen (Geirangerfjord, links) und auf Island (nahe Mývatn-See, rechts).

Fig. 7: Woodland with Mountain Birch in Western Norway, (Geirangerfjord, left, and on Island (near the lake of Mývatn) at the right.

Fotos Haeupler 2008.

WALTER & BRECKLE (1999, S. 318) tun diese Wälder in einem Nebensatz schlicht als bloße Psammobiome ab. Dafür sind sie in Florida aber viel zu weit verbreitet, als dass sie als extra- oder azonale Exklaven gelten können. TAYLOR (1998, S. 30) bewertet diese immergrünen Eichen-Buschwälder in Florida als „the oldest communities“ (geschätzte ca. 20 Mio. Jahre alt), die früher viel weiter verbreitet waren und heute, erst nach dem Feuchterwerden des Klimas, um bis zu 90 % auf Reliktflächen zurückgedrängt wurden. Dieser „sand pine-oak scrub“ ist eine für Florida endemische Gesellschaft, in dem 40 – 60% der beteiligten Arten ebenfalls endemisch sind.



Abb. 8: Hartlaubwald, mit dominierender *Quercus geminata* sowie *Serenoa repens* und *Ceratiola ericoides* im Unterwuchs, bei Orlando (Florida, USA).

Fig. 8: Sclerophyllous oak scrub with dominant *Quercus geminata* and *Serenoa repens* and *Ceratiola ericoides* (Rosemary Shrub) in the understory near Orlando (Florida, USA).

Foto Haeupler 1994.

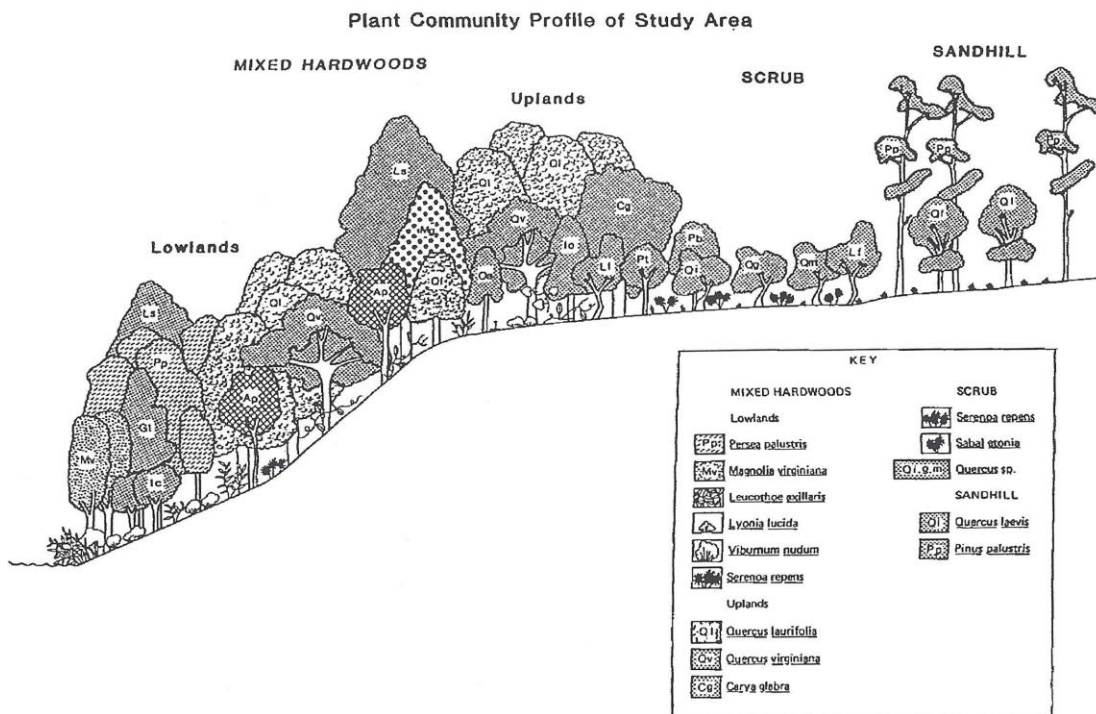


Abb. 9: Bisekt aus Hartlaubwald (mit diversen Eichen auf den Sandhügeln) und Lorbeerwald im Tal (mit *Persea borbonia* und *Gordonia lasianthus*) in Florida, USA.

Fig. 9: Profile with sand pine-oak scrub on the hills and laurphyllous woodland in the valleys with *Persea borbonia* and *Gordonia lasianthus* in Florida, USA.

Aus/from WHITE & JUDD (1985, Fig. 1, S. 252).



Abb. 10: Hartlaubbuschwälder in Japan (Süd-Honshu, jeweils links) und in China (um Guilin, jeweils rechts), Arten nicht bekannt.

Fig. 10: Sclerophyllous scrubs in Japan (southern Honshu, left) and in China (near Guilin, right), species undetermined.

Fotos Haeupler, links 2000, rechts 2001.



Abb. 11: Inner Chaparral mit *Quercus emoryi* unter Sommerregen-Klima in Arizona, USA.

Fig. 11: Inner chaparral with *Quercus emoryi* in Arizona, USA, under seasonal drought in summer.

Foto Haeupler 1988.

Diese Hartlaubwälder sind heute mosaikartig verknüpft mit den echten Lorbeerwäldern des Gebiets aus *Persea borbonia* und *Gordonia lasianthus* (Abb. 9). Meine Zweifel an dem „Westküsten/Winterregen-Paradigma“ wuchsen, als ich auf Honschu, im niederschlagsärmsten Teil von Süd-Japan und in Süd-China bei Guilin, auf den bekannten Kegelkarstbergen, also jeweils ebenfalls im Lorbeerwald-Zonobiom im Sinne von WALTER, wieder typische Hartlaubwälder sah (Abb. 10). Bei den Vorbereitungen zu diesem Vortrag habe ich mich erinnert, dass mir Hartlaubwald (in Kalifornien Chaparral genannt) schon 1988 auf der IAVS-Tagung in Arizona unter eindeutigem Sommerregen-Klima gezeigt wurde. Im damaligen Exkursionsführer ist zu lesen: „VANKAT ... has suggested that the traditional paradigm that chaparral is associated with a Mediterranean-type climate should be revised to indicate that chaparral is associated with a warm-temperate climate with seasonal drought [...] One important implication of this revised paradigm is that the term “Mediterranean-type” is an inaccurate description at the formation level of climate-vegetation relationships”. (Abb. 11, s. auch VANKAT 1989). Diese Formation in Arizona wird bei WALTER & BRECKLE (1999, S. 268) als “encinal” zwar kurz erwähnt und auf S. 287 als „Encinal-Stufe“ in der Gebirgen Arizonas und Mexikos etwas ausführlicher beschrieben, aber ohne daraus irgendwelche Konsequenzen für eine zonale Zuordnung zu ziehen. Ähnliche Formationen aus immergrünen, illexblättrigen und hartlaubigen Eichen gibt es übrigens nach WALTER (1968, S. 833 f., nach SCHWEINFURTH 1957) auch im westlichen Himalaja, hier mit *Quercus semecarpifolia* und *Q. baloot*. Letztere wurde von einigen Autoren sogar als konspezifisch mit

Q. ilex angesehen. Wie überall sind auch hier Kiefern beteiligt, u. a. *Pinus gerardiana*. Unter Berücksichtigung all dieser, nicht unter Winterregen-Klima wachsenden Hartlaubbestände kann man einen auf der Nordhemisphäre ziemlich geschlossenen, warm temperierten Gürtel abgrenzen, wie es die Geographen in Form der Subtropen tun. In einem solchen Gürtel können je nach Humidität bzw. Aridität vor Ort Lorbeer- oder Hartlaubwälder vorkommen und das unabhängig davon, ob diese an den West- oder Ost-Küsten der Kontinente vorkommen. Die logische Konsequenz wäre es daher, die Zonobiome IV und V im Sinne von WALTER als subtropisches (warm temperiertes) Zonobiom zusammenzulegen. Ähnliches wäre übrigens konsequenterweise auch für die Zonobiome VI und VII zu überlegen. SCHMID (1948) unterscheidet in seiner „Subtropischen Vegetationsgürtel-Serie“ neben einem „*Quercus ilex*-Gürtel“ den „*Laurocerasus*-Gürtel“, der seinerseits die Nordhemisphäre als fast geschlossener Gürtel umgibt und nur in Europa glazial bedingte, größere Lücken aufweist. Die eigentlichen Lorbeerwälder stellen darin das humideste Ende dieser Gürtelserie dar.

Paradigma 6

In diesem Zusammenhang gerät auch der missverständliche und recht unglückliche Begriff der Laurophyllisation (im Sinne von KLÖTZLI und Gian-Reto WALTHER (KLÖTZLI et al. 1996), Abb. 12) in den Fokus des vorliegenden Themas und in den allgemeinen Rahmen dieses Symposiums. Allein in der Gleichsetzung von „evergreen broad leaved“ mit „laurophyllous“ bereits im Titel bei WALTHER (1999) liegt ein folgeschwerer, terminologischer Irrtum. Die Definition eines laurophyllen Blattes bedarf zwar noch einer gründlichen Revision, ein Problem für das schon RÜBEL (1930, S. 62) eine „ökologische Studie“ als „sehr erwünscht“ erklärt. Eine solche liegt jedoch bis heute nicht vor. Nach KLÖTZLI et al. (1996) soll das Phänomen der Verwilderung immergrüner, warm temperierter Florenelemente in den Südalpen zu einem „Anlaufenden Biomwandel in Insubrien“ führen. Bei den um die großen Seen in den Südalpen eingebürgerten, immergrünen Gehölzen stammen bei genauerer Analyse aber nur *Cinnamomum glanduliferum* und *Trachycarpus fortunei* tatsächlich aus dem Zonobiom V im Sinne von WALTER, also dem eigentlichen Lorbeerwaldgebiet, und nur eine davon ist auch nur annähernd laurophyll. Alle anderen eingebürgerten, immergrünen Arten, die KLÖTZLI et al. (1996) auflisten, sind mediterran verbreitet und hartlaubig oder submediterran, wie z. B. *Prunus laurocerasus*, und gehören dem „*Laurocerasus*-Gürtel“ von SCHMID (1948) an. Schon KASTHOFFER (1818, S. 130) also fast noch am Ende der „Kleinen Eiszeit“ und fernab von einem angeblich durch CO₂-Anstieg bedingten, anthropogenen Klimawandel, weist auf verwilderte Kirschlorbeer-Vorkommen am Ufer des Thuner Sees hin, bezeichnenderweise zusammen mit der Walnuss. Viele der von KLÖTZLI et al. (1996) aufgelisteten Arten, wie *Buxus*, *Ilex*, *Taxus*, *Hedera* und *Daphne laureola*, sind sogar bis weit nach Mitteleuropa hinein heimisch, so dass man von ihnen kaum auf einen Biomwechsel schließen kann. Das insubrische Klima ist zudem so wintermild, dass hier die nördlichsten, natürlichen Vorkommen von einer Reihe der bei WALTHER (2001) genannten mediterranen Sippen zu finden sind, z. B. *Quercus ilex*, *Ruscus aculeatus* und *Laurus nobilis*. Auch diese Arten sind eindeutig sklerophyll und nicht laurophyll. Allein der „*Laurocerasus*-Gürtel“ im Sinne von E. Schmid stellt einen passenden Rahmen dar, in dem sich alle diese immergrünen, aber nicht laurophyllen Gehölze zwanglos einordnen lassen. Die Lorbeerwälder i. e. S. stellen in den Gürteln nach SCHMID (1948) einen eigenständigen Subgürtel. Inzwischen hat „Laurophyllisation“ sogar als Stichwort bei „Wikipedia“ Eingang gefunden. BERGER & WALTHER (2006) stellen die Verhältnisse endlich realistischer dar: von einer Laurophyllisation wird nicht mehr gesprochen. Wikipedia und unser naturschutzrelevanter Sprachgebrauch sollten schleunigst von diesem Schlagwort entrümpelt werden.



Abb. 12: Jungwuchs immergrüner Baum- und Straucharten, wie *Trachycarpus fortunei*, *Prunus laurocerasus*, *Ruscus aculeatus* und *Laurus nobilis* kennzeichnet viele sommergrüne Laubwälder Insubriens.

Fig. 12: Young stands of indeciduous species like *Trachycarpus fortunei*, *Prunus laurocerasus*, *Ruscus aculeatus* and *Laurus nobilis* are characteristic of the deciduous forests of Insubria.

Foto aus/from POTT (2010, Fig. 2, S. 12).

Die folgenden 9 Paradigmata kann ich an dieser Stelle nur noch stichwortartig erwähnen.

Paradigma 7

WALTER & BRECKLE (1999, S.214): “Wer sich einer durch Korallenriffe geschützten tropischen Küste vom Meer aus nähert, dem fallen die Mangroven auf...” Das habe ich auf meinen Reisen eigentlich niemals so gesehen. Schon allein von den Standortbedingungen her schließen sich Mangrove und Steinkorallen-Riff im Grunde aus. WALTER (1964, S. 167) formuliert deshalb auch viel treffender: „Mit zu den stärksten Eindrücken für den Botaniker, der sich von der See aus den Tropen zum ersten Mal nähert, gehören die Mangroven, die im Salzwasser an den Meeresküsten stehen.“ Im Weltatlas der Korallenriffe (SPALDING et al. 2001) finden sich zwischen den Riffen und den Mangroven, sofern sie überhaupt an einer Küste benachbart vorkommen, was gar nicht so oft der Fall ist (!), immer ein deutlicher Abstand, zumindest eine tiefere Lagune (Abb. 13).

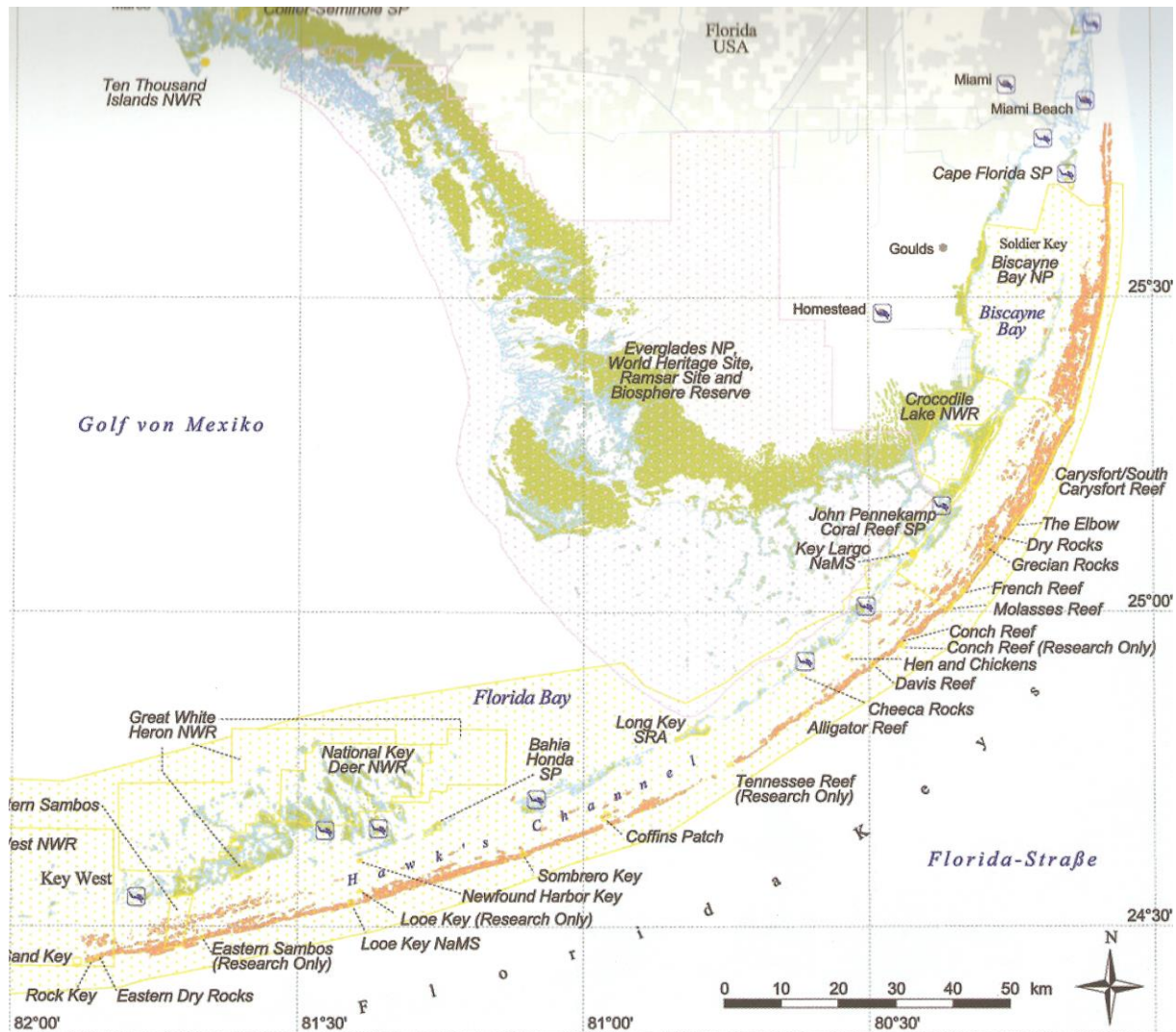


Abb. 13: Deutliche Abstände zwischen Korallenriffen und Mangroven in Florida, USA.

Fig. 13: Significant distances between coral reefs and mangroves in Florida, USA.

Aus/from SPALDING et al. (2001): Karte/map S. 96 (Ausschnitt/detail).

Paradigma 8

Die „ecoregions“ des WWF (ABELL et al. 2008, OLSEN et al. 2001, SPALDING et al. 2007) sollen die Basis für einen zeitgemäßen Naturschutz sein. ABELL (l. c., S. 14) postuliert: „Ecoregions a new paradigm for conservation.“ Diese Ecoregions des WWF stecken jedoch voller Fehler und Ungereimtheiten. Man fragt sich, welche „Fachleute“ hierbei überhaupt mitgewirkt haben. Um nur ein Beispiel zu nennen: das Biogeographical Realm Oceania (der pazifische Raum), also einer der acht höchsten Hierarchieebenen der Ecoregions, ist völlig frei von Mangroven. Dies erscheint schon von der optimalen Anpassung aller Mangrove-Arten an Ferntransport durch Salzwasser recht unwahrscheinlich. Auch wenn die Meeresströmungen im Pazifik überwiegend ost-west orientiert sind, wird dies bei El Niño-Ereignissen umgekehrt. Das andere Argument, dass östlich von Samoa geeignete Standorte für Mangroven fehlen, trifft schon eher zu, gilt aber auch nicht absolut. Tatsache ist, dass die meisten Inseln im Pazifik von nahezu geschlossenen

Ring-Riffen umgeben sind. Darin gibt es zwar lokal durchaus Lücken, aber nur, wenn diese groß genug sind und zusätzlich ein Fluss mit stärkerer Sedimentablagerung mündet, gibt es Standortverhältnisse, unter denen sich Mangroven einfinden können. Wir haben sie bis hin zu den Gesellschaftsinseln (z. B. auf Huahine) gesehen. FORSTER (2007) soll in seinem Bericht über die James Cook-Reise auch von Mangroven auf Tahiti berichtet haben.

Paradigma 9

Die Aussage von BRAUN-BLANQUET (1964, S. 141): „Wuchsform und Lebensform sind nahezu identische Begriffe“ gibt eine weit verbreitete aber völlig irreführende Auffassung wieder. Wuchsformen sind genetisch fixierte Organisationsmerkmale, es gibt nach HAEUPLER (2013) mindestens fünfzehn. Lebensformen sind dagegen ökologische Anpassungsmerkmale. Davon gibt es nach RAUNKIAER (1937) nur fünf Grundformen, die sich je nach Standortverhältnissen ändern können. M. a. W. ein und dieselbe Sippe behält zwar ihre Wuchsform weitgehend immer bei, kann aber die Lebensform je nach Standort anpassen. Darüber habe ich 2013 ausführlich publiziert.

Paradigma 10

Zur Inselbiogeographie: Die so genannte, in der ökologischen Literatur oft zitierte, „Flächen-Artenkurve“ verläuft bei doppelt logarithmischer Auftragung linear (Abb. 14). Schon die sehr unterschiedliche Artenzahl bei nahezu gleich großen Inseln im gleichen Florenraum, wie z. B. für Gran Canaria und Fuerteventura (Kanarische Inseln) lassen daran zweifeln, zeigen sie doch eine extrem breite Streuung der Werte. So hat Gran Canaria mit 1532 km² 1940 Sippen, Fuerteventura, direkt benachbart und im gleichen Klimabereich, mit 1731 km² aber nur weniger als die Hälfte, nämlich 807 Sippen. Bei nur einigermaßen zahlreichen, voneinander unabhängigen Sippenzahlen pro Flächeneinheit ist der Verlauf der Kurve sigmoidal und nicht linear (Abb. 15). Ausführliche Diskussionen finden sich bei HAEUPLER (1997, 1998) mit weiteren Beispielen für sigmoidale Kurvenverläufe (bei ausreichender Datenlage) aus der Literatur.

Paradigma 11

Hohe Arten(Bio)-Diversität schafft Stabilität. Ein Maß dafür soll die SHANNON-Entropie H' sein. „Entropie [= Wendung, Umwandlung] ist ein grundlegender Begriff für das Verständnis unserer Welt“ (www.wissen-werte-weltverständnis.de, aufgerufen am 12. 11. 2012). Sie ist eine fundamentale Zustandsgröße aller Systeme und beschreibt nach dem II. Hauptsatz der Thermodynamik den Grad der Unordnung, also genau das Gegenteil von Stabilität. Die wird durch Ordnung, d. h. Negentropie gekennzeichnet, die allerdings zu ihrer Erhaltung ständig die Zufuhr von Energie von außen erfordert. Der Normalzustand eines jeden Systems ist es daher, im Laufe der Zeit der normalen Entropie anheim zu fallen, d. h. die Unordnung nimmt ständig zu (Abb. 16). Hierzu ausführliche Diskussionen und Beispiele bei HAEUPLER (1982).

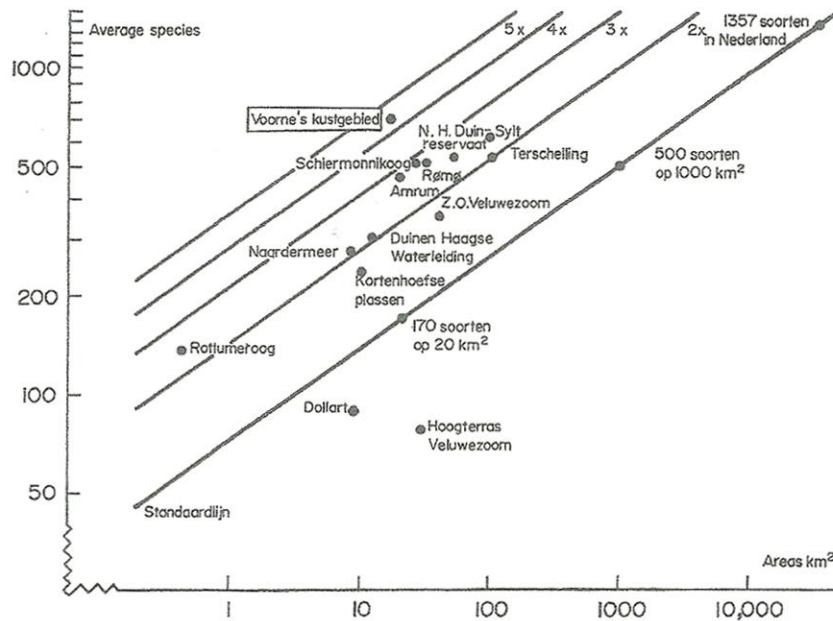


Abb. 14: Flächen-Arten-Kurve der Pflanzen in linearer Darstellung aus verschiedenen natürlichen Bereichen der Niederlande.

Fig. 14: Species-area relationships of plants for different natural areas in the Netherlands.

Aus/from ADRIANI & VAN D. MAAREL (1968, Fig. 7).

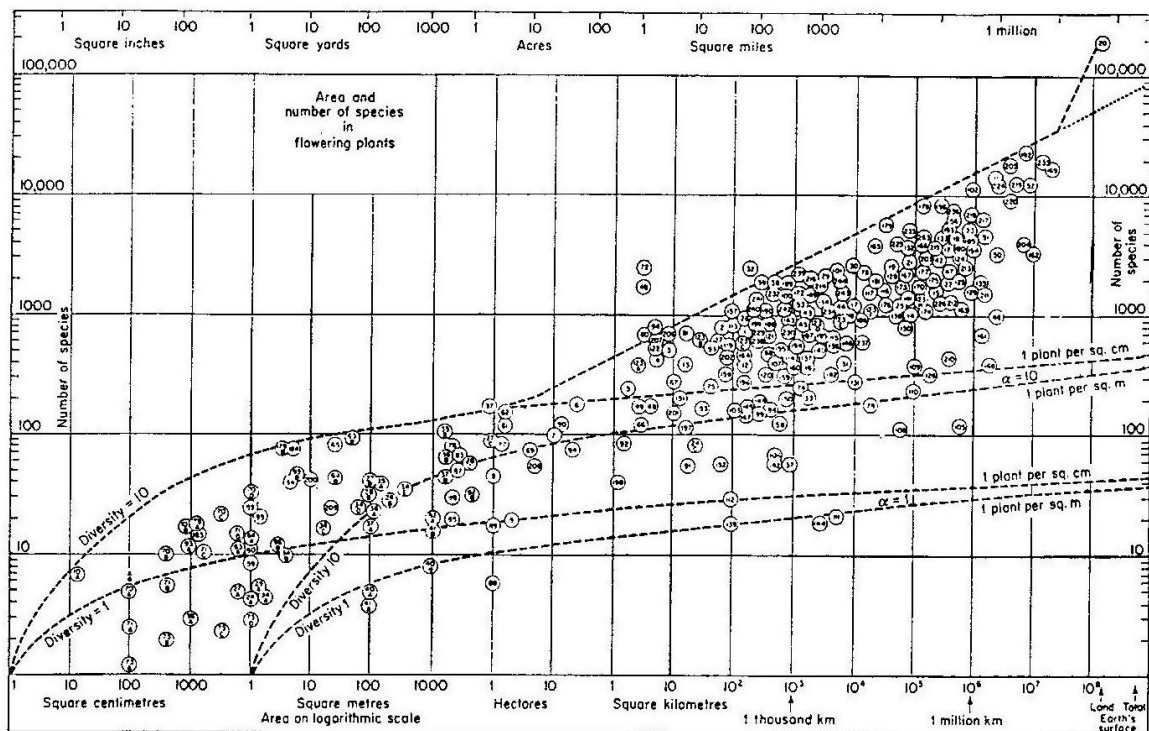


Abb. 15: Flächen-Arten-Kurve in sigmoidaler Darstellung von 244 Insel- und Festlands-Floren.

Fig. 15: Species-area relationship of 244 island and mainland floras of the world.

Aus/from WILLIAMS (1964, Fig. 38, S. 94).

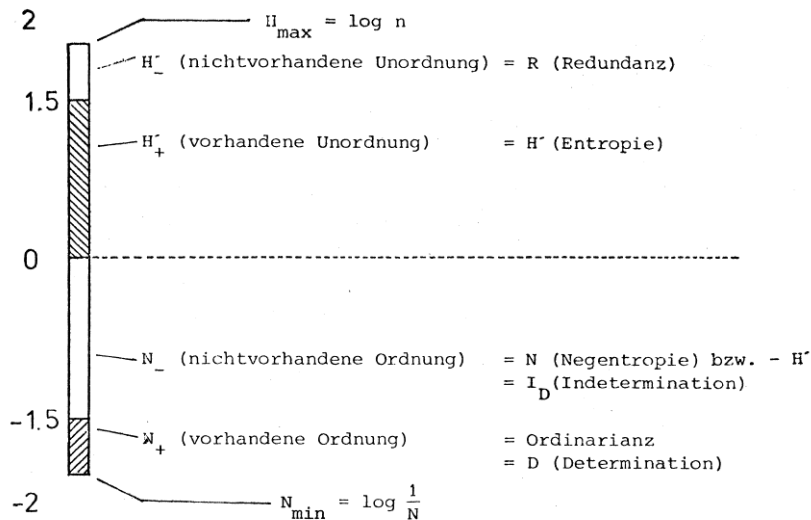


Abb. 16: Verhältnis von Entropie und Negentropie als Ausdruck vorhandener bzw. nicht vorhandener Ordnung (\approx Stabilität) in einem System.

Fig. 16: Relationship between entropy and negentropy as an expression of order (\approx stability) and disorder in a system.

Aus/from HAEUPLER (1982, Fig. 2, S. 25).

Paradigma 12

Mitteleuropa und damit auch Deutschland sind im Vergleich zu anderen Großregionen der Erde relativ arm an Arten und Endemiten. Bei Auswertung von genauen und richtigen Sippenzahlen, für Deutschland sind solche erstmals vollständig bei HAEUPLER & MUER (2007) aufgelistet, ergibt sich allerdings, dass, vor allem durch die Berücksichtigung agamospermer Sippen, der prozentuale Endemitenanteil dem anderer Festländer in der gemäßigten Zone durchaus entspricht (HAEUPLER et al. 1998).

Paradigma 13

WAGENITZ (2008, S. 144) schreibt: „Die Höhengrenzen und Vegetationstypen sind nach Gebirge und Großklima sehr verschieden. In den Alpen lassen sich die Höhenstufen so abgrenzen: ... „ Hier liegt eine sehr missverständliche Wortwahl vor, denn Höhengrenzen, in konkreten Meterangaben und mit der Auflistung der dort dominierenden Pflanzenarten, sind nicht mit den allgemein und ökologisch global typisierbaren Höhenstufen (planar bis alpin) identisch. Letztere sind in allen Gebirgen der Erde gleich (vgl. SCHROEDER 1998, Abb. 44, S. 117, hier als Abb. 17 wiedergegeben). Diese Zusammenhänge habe ich bereits 1970 ausführlich diskutiert (HAEUPLER 1970), was Eingang bei ELLENBERG (1985) gefunden hat.

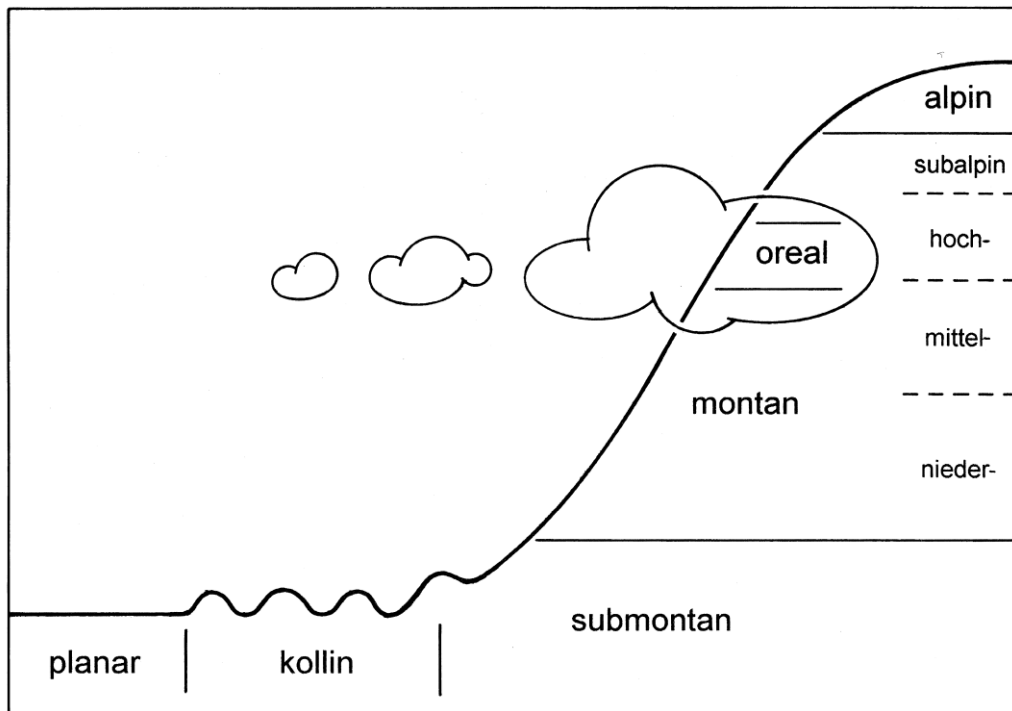


Abb. 17: Die globale Höhenstufung in der Vegetation (nicht Höhengrenzen!).

Fig. 17: Global altitudinal zonation of vegetation (not height limits of vegetation!).

Aus/from: SCHROEDER (1998, Fig. 44,S. 117).

Paradigma 14

Die Klimaerwärmung nach 1850, dem Ende der so genannten „Kleinen Eiszeit“, ist anthropogen bedingt. Das ist schon kein Paradigma mehr, sondern ein Dogma. Das allseits in der Presse kolportierte Katastrophenszenario, dass durch die derzeitige Klimaerwärmung bei einem prognostizierten Anstieg des Mittelwertes zum Ende des Jahrhunderts allein schon von über 2 °C, unter vielem anderen, erstens die Korallenriffe absterben, zweitens der Eisbär ausstirbt und drittens viele Südseeinseln durch den klimatisch bedingten Meeresspiegelanstieg überflutet werden sollen, ist fast Allgemeingut geworden und wird deshalb kaum mehr hinterfragt. Dabei erhebt sich bei genauer Überlegung eigentlich sofort die Frage, wie diese angeblich dem Untergang geweihten Objekte bloß die letzten 4 Mio. Jahre mit ihren mehrfach stattgefundenen Klimawechseln überlebt haben. Den Eisbär als Art gibt es nach MILLER et al. (2012) mit Sicherheit seit 600 000 Jahren, wahrscheinlich aber sogar schon seit 4 – 5 Mio. Jahren. Der Eisbär hat dabei nach den genannten Autoren bereits mehr als „50 glacial cycles“ überlebt! Nach SCHÖNWIESE (2003) gibt es nahezu regelmäßig alle ca. 120-130 000 Jahre einen Wechsel zwischen Warmzeiten und Kaltzeiten (Abb. 18). Die Temperaturen früherer Warmzeiten sind durch Eisbohrkerne zu erschließen und lagen z. T. weitaus höher als heutzutage. Das gilt im Übrigen auch für den CO₂-Gehalt in der Atmosphäre (Abb. 18, 19). Selbst zu Ötzi's Zeiten, also noch in der jetzigen Warmzeit, lagen sie (ohne anthropogen erhöhten CO₂-Ausstoß!) deutlich höher als heute: die Alpen waren damals nahezu eisfrei. Es hat nach 1850 ohne Zweifel eine Erwärmung gegeben, jedoch ist sie geringer als zu Ötzi's Zeiten und hat möglicherweise seit 2009 durch ein von COHEN et al. (2010) festgestelltes „High Latitude Cooling“ bereits ein Ende

gefunden. Die vergangenen fünf Winter fügen sich da gut ein, auch bei einem Blick über Europa hinaus.

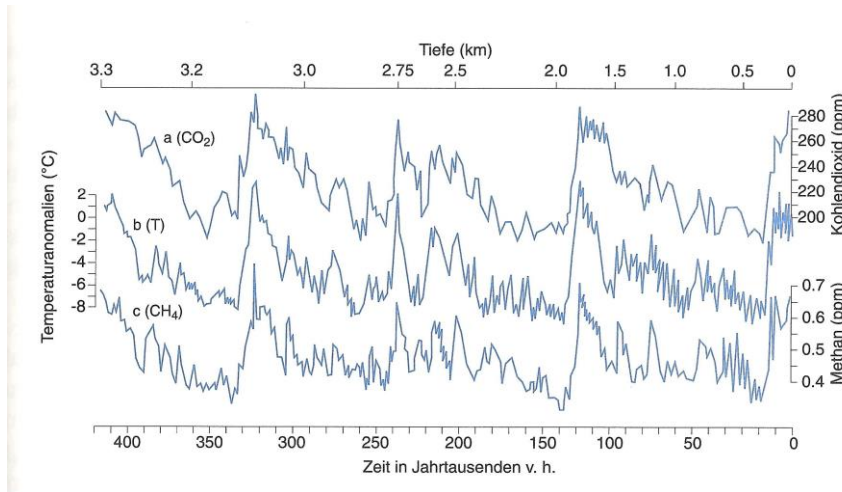


Abb. 18: Die zyklische Abfolge von Warm- und Kaltzeiten über die letzten 420 Jahrtausende, einschließlich der CO₂-Anomalien nach Eisbohrkernanalysen aus der Antarktis (Vostok).

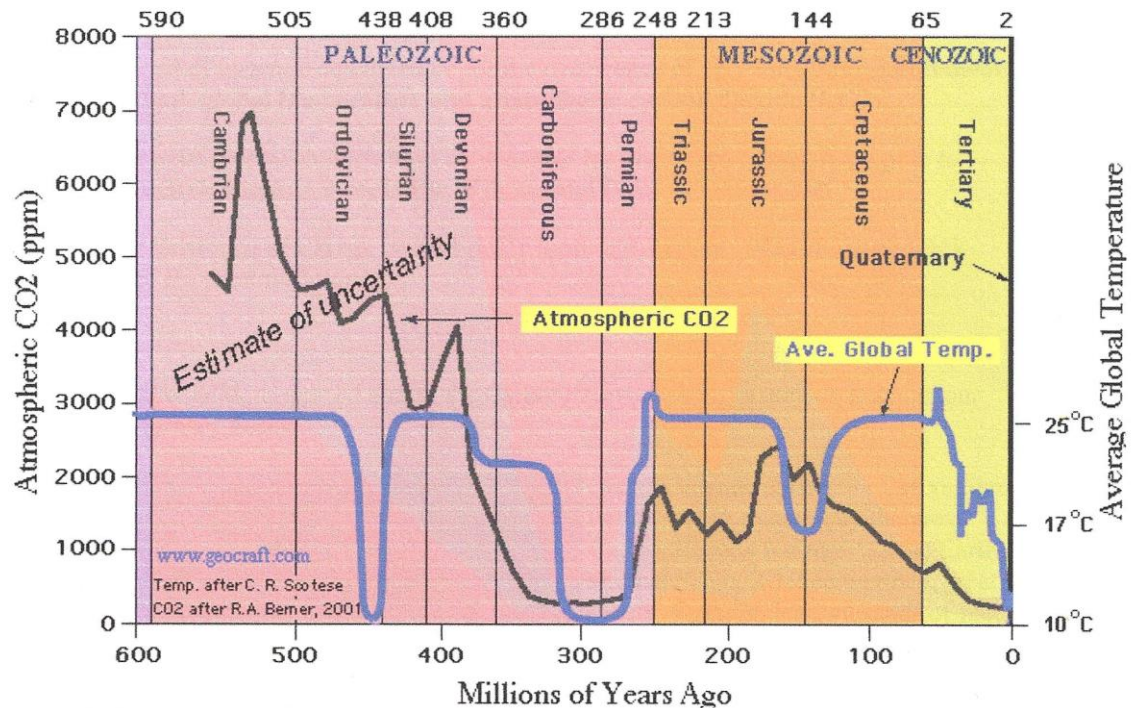
Fig. 18: Cyclic sequence of warm and cold periods over the last 420 millenniums, incl. CO₂ anomalies due to ice core analyses from Antarctic (Vostok).

Aus/from: SCHÖNWIESE (2003, Fig. 136a, S. 297).

Paradigma 15

Das Festmachen des „Klimawandels“ an „Durchschnittstemperaturen“ der Erde. Die Relevanz von so genannten „Globaltemperaturen“ hat KEHL (o. J.) in seiner Vorlesung an der TU Berlin, „Vegetationsökologie Tropischer & Subtropischer Klimate“ im Internet, aufgerufen am 10.8.2012, überzeugend in Frage gestellt: „Die Berechnung von mittleren Globaltemperaturen bzw. Temperaturabweichungen, oder –anomalien von einem willkürlich bestimmten Mittelwert für eine bestimmte Zeitspanne (als Normalität, die es nicht gibt, da das Klima immer dynamisch und nie statisch war und ist) ist extrem wirklichkeitsfremd und nicht nur ökologisch unsinnig. Der gefundene Index ist ein Kunstprodukt und eine oberflächliche „Wahrheit“. Die Genauigkeit von $0,6 \pm 0,2$ K „globaler Temperaturerhöhung“ (als Abweichung vom Mittelwerte) seit etwa 1850 soll wissenschaftliche Seriosität suggerieren, die in diesem Kontext überhaupt nicht möglich ist. Auch wenn gebetsmühlenhaft von so genannten Experten das Gegenteil behauptet wird“. Dem ist nichts hinzuzufügen!

Global Temperature and Atmospheric CO₂ over Geologic Time



Late Carboniferous to Early Permian time (315 mya -- 270 mya) is the only time period in the last 600 million years when both atmospheric CO₂ and temperatures were as low as they are today (Quaternary Period).

Temperature after C.R. Scotese <http://www.scotese.com/climate.htm>
CO₂ after R.A. Berner, 2001 (GEOCARB III)

Abb.19: Globale Temperaturen und CO₂-Gehalte der Atmosphäre über geologische Zeiträume (600 Mio. Jahre).

Fig. 19: Global temperature and atmospheric CO₂ over geological time (600 mya).

Aus/from HIEB (2009).

Epilog

Bei genauerem Hinsehen sind durchaus weitere Paradigmata zu finden, die kaum zu halten sein dürften. Mögliche weitere Ansätze hierzu finden sich u. a. in der Inselbiogeographie, z. B. bei der Fragmentierung der Landschaft = Verinselung und den so genannten „stepping stones“ als mögliches „Heilmittel“, bei der heutzutage immer weiter zunehmenden Verwässerung und Nivellierung in der wissenschaftlichen Terminologie (z. B. bei den Begriffen: Hot Spot, Biodiversität, Invasoren. So sind nicht alle Neophyten zugleich „Invasoren“ und auch Apophyten können invasiv sein) sowie im unseligen Hang, Quantitäten höher zu bewerten als Qualitäten und vor allem im Bereich des so genannten „Klimawandels“. Weitere Recherchen hierzu sind sehr erwünscht!

Literatur und Internetquellen

- ABELL, R., THIEME, M.L., REVENGA, C., BRYER, M., KOTTELAT, M., BOGUTSKAYA, N., COAD, B., MANDRAK, N., CONTRERAS BALDERAS, S., BUSSING, W., STIASSNY, M.L.J., SKELTON, P., ALLEN, G.R., UNMACK, P., NASEKA, A., NG, R., SINDORF, N., ROBERTSON, J., ARMIJO, E., HIGGINS, J.V., HEIBEL, T.J., WIKRAMANAYAKE, E., OLSON, D., LÓPEZ, H.L., REIS, R.E., LUNDBERG, J.G., SABAJ PÉREZ, M.H. & PETRY, P. (2008): Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. – *BioScience* 58/5: 403–414.
- ADRIANI, M.J. & VAN D. MAAREL, E. (1968): Voorne in de branding. Een beschouwing over de natuurwetenschappelijke Betekenis van het Kustgebied van Voorne in Verband met mogelijke technische werken in dit Gebied. – Stichting Wetenschappelijk Duinonderzoek, Ostvoorne: 104 pp. + Karte
- ARTS, G.H.P., WEEDA, E.J., & WESTHOFF, V. (1992): Verspreiding, oecologie en plantensociologische positie van *Moerassmele Deschampsia setacea* (Hudson) Hackel. – *Stratiotes* 4: 26–48.
- BARBOUR, M.G. & BILLINGS, W.D. (ed.) (1988): North American Terrestrial Vegetation. – Cambridge Univ. Press, Cambridge: 434 pp.
- BERGER, S. & WALTHER, G.-R. (2006): Distribution of evergreen broad-leaved woody species in Insubria in relation to bedrock and precipitation. – *Bot. Helv.* 116: 65–77.
- BOHN, U., GOLLUB, G., HETTWER, C., NEUHÄUSLOVÁ, Z., RAUS, T., SCHLÜTER, H. & WEBER, H. (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas 1:2 500 000. – Als CD-Rom und Printfassung. BfN, Bonn.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – 3. Aufl., Springer, Wien: 865 pp.
- COHEN, J., FOSTER, J., BARLOW, M., SAITO, K. & JONES, J. (2010): Winter 2009/10: a case study of an extreme Arctic Oscillation event. – *Geophysical Research Letters* 37: 10.1029/2010GL044256: 6 pp.
- ELLENBERG, H. (1985): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1096 pp.
- FORSTER, G. (2007): Reise um die Welt. Illustriert von eigener Hand. – EichbornVerlag, Frankfurt/Main: 647 pp. Text beruht auf der von G. Forster überarbeiteten 2. Aufl. der „Reise um die Welt“ (mit Captain Cook) von 1784.
- HAEUPLER, H. (1970): Vorschläge zur Abgrenzung der Höhenstufen der Vegetation im Rahmen der Mitteleuropakartierung. – *Florist. Rundbr.* Teil I: 4/1: 1, 3–15, Teil II: 4/3: 54–62.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. Untersuchungen zum Diversitätsbegriff. – Diss. Bot. 65, Cramer, Vaduz: 268 pp.
- HAEUPLER, H. (1994): Das Zonobiom-Konzept von Heinrich Walter – Probleme seiner Anwendung am Beispiel von Florida, USA. – *Phytocoenologia* 24: 257–282.
- HAEUPLER, H. (1997): Islands and species-area-curves, a critical approach. – IAVS Symposium Tenerife Proceeding Book, La Laguna. Serie informes 40: 141–156.
- HAEUPLER, H. (1998): Ein Vergleich zwischen „echten“ Inseln und Habitatisolaten. – *Braunschweiger Geobot. Arbeiten* 5: 39–60.
- HAEUPLER, H. (2009): Konvergente Vegetation in hochozeanischen borealen Gebieten der Nord- und der Südhemisphäre. – *Forstarchiv* 80/4: 289–296.

-
- HAEUPLER, H. (2013): Lebensformen und Wuchsformen – Beispiele für die (fast) unendliche Geschichte einer Verwirrung. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 22 (Festschrift Bennert): 197–224.
- HAEUPLER, H., KORSCH, H., MAY, R., SCHEUERER, M., SCHÖNFELDER, P. & VOGEL, A. (1998): Datenbank Gefäßpflanzen – Methoden und Ergebnisse – ein Abschlussbericht. – Zentralstelle Bochum, Halle, Regensburg. Als Manusk. vervielf.: 731 pp.
- HAEUPLER, H. & MUER, T. (2007): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands – Alle 4200 Pflanzen in Text und Bild. – 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 789 pp.
- HIEB, M. (2009): Climate and the Carboniferous Period. – Aus: Plant Fossils of West Virginia, <http://geocraft.com/WVFossils>: 10 pp.
- HUMBOLDT, A.V. & BONPLAND, A. (1807): Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer. – Cotta, Tübingen. 3. Aufl. 1846, Nachdruck 1989.
- KASTHOFFER, K. (1818): Bemerkungen über die Wälder und Alpen des Bernerischen Hochgebirgs. Ein Beitrag zu Bedeutung der Vegetationsgrenze schweizerischer Holzarten, des Einflusses der Waldungen auf die Kultur des Hochgebirgs, des Verhältnisses der Forstwirtschaft zur Landwirtschaft und der Bedingung für Verbesserungen der Alpenwirtschaft. – Verlag Heinrich Remigues Sauerländer, Aarau.
- KEHL, H. (o. J.): Die Debatte um den Klimawandel. – <http://lv-twk.oekosys.tu-berlin.de/project/lv-twk/02-intro-3-twk.htm> (Eine umfangreiche Website mit unzähligen Literaturlinks und Kommentaren).
- KLÖTZLI, F., WALTHER, G.-R., CARRARAO, G. & GRUNDMANN, A. (1996): Anlaufender Biom-Wechsel in Insubrien. – Verh. Ges. Ökol. 26: 537–550.
- MEINHARDT, D. & NEWE, H.-J. (1994): Bertelsmann Weltatlas 2000. – Bertelsmann, Gütersloh.
- MILLER, W., SCHUSTER, S.C., WELCH, A.J., RATAN, A., BEDOYA-REINA, O.C., ZHAO, F., KIM, H.L., BURHANS, R.C., DRAUTZ, D.I., WITTEKINDT, N.E., TONSHO, L.P., IBARRA-LACLETTE, E., HERRERA-ESTRELLA, L., PEACOCK, E., FARLEY, S., SAGE, G.K., RODE, K., OBBARD, M., MONTIEL, R., BACHMANN, L., INGOLFSSON, O., AARS, J., MAILUND, T., WIIG, O., TALBOT, S.L. & LINDQVIST, C. (2012): Polar and brown bear genomes reveal ancient admixture and demographic footprints of past climate change. – Proc. of the National Academy of Sciences doi: 10.1073/pnas.1210506109 in press.
- NELSON, G. (1994): The Trees of Florida. A Reference and Field Guide. – Pineapple Press, Inc., Sarasota, Florida: 338 pp.
- OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E.D., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., D'AMICO, J.A., ITOUA, I., STRAND, H.E., MORRISON, J.C., LOUCKS, C.J., ALLNUT, T.F., RICKETTS, T.H., KURA, Y., LAMOREUX, J.F., WETTENGEL, W.W., HEDAC, P. & KASSEM, K.R. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. – BioScience 51/11: 933–938.
- PANTIN, C.F.A. (ed.) (1960): A Discussion on the Biology of the Southern Cold Temperate Zone. – Proc. Roy. Soc. London, Ser. B, No 949, Vol. 152: 431–677.
- POTT, R. (2010): Klimawandel im System Erde. – Ber. d. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 22: 7–33.
- RAUNKIAER, C. (1937): Plant life forms. – Clarendon Press, Oxford: 104 pp.
- RICHTER, M. (2001): Vegetationszonen der Erde. – Klett-Perthes, Gotha: 448 pp.
- RÜBEL, E. (1930): Pflanzengesellschaften der Erde. – Verlag Hans Huber, Bern, Berlin: 464 pp. + eine farbige Weltkarte.

- SCHMID, E. (1948): Die Vegetationskarte der Erde im Schweizerischen Mittelschulatlas, Jubiläumsausgabe 1948 (Seite 137). – Geogr. Helv. 3: 385–392.
- SCHMITHÜSEN, J. (1968): Allgemeine Vegetationsgeographie. – De Gruyter, Berlin: 463 pp.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2003): Klimatologie. – UTB 1793, 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 440 pp.
- SCHROEDER, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. – Quelle & Meyer, UTB für Wissenschaft, Wiesbaden: 459 pp., farbige Karte.
- SCHULTZ, J. (2000): Handbuch der Ökozonen. – Ulmer, UTB für Wissenschaft, Stuttgart: 577 pp. (Als Ökozonen der Erde 1995 in 2. Aufl.).
- SCHWEINFURTH, U. (1957): Die horizontale und vertikale Verbreitung der Vegetation im Himalaya. – Bonner Geogr. Abh. 20.
- SKOTTSBERG, C. (1960): Remarks on the plant geography of the southern cold temperate zone. – In: PANTIN 1960: 447–457.
- SPALDING, M.D., RAVILIOUS, C. & GREEN, E.P. (2001): Weltatlas der Korallenriffe: Delius Klasing Ed. Nagelschmid, Bielefeld: 423 pp.
- SPALDING, M.D., FOX, H.E., ALLEN, G.R., DAVIDSON, N., FERDAÑA, Z.A., FINLAYSON, M., HALPERN, B.S., JORGE, M.A., LOMBANA, A., LOURIE, S.A., MARTIN, K.D., MCMANUS, E., MOLNAR, J., RECCHIA, C.A. & ROBERTSON, J. (2007): Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. – BioScience 57/7: 573–583.
- STRASBURGER (2008): Lehrbuch der Botanik – 36. Aufl. durch BRESINSKY, A., KÖRNER, C., KADEREIT, J.W., NEUHAUS, G. & SONNEWALD, U., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 1175 pp.
- TAYLOR, W.K. (1998): Florida Wildflowers in Their Natural Communities. University Press of Florida, Gainesville, Tallahassee, Tampa, Boca Raton, Pensacola, Orlando, Miami and Jacksonville: 370 pp.
- TROLL, C. (1948): Der asymmetrische Aufbau der Vegetationszonen und Vegetationsstufen auf der Nord- und Südhalbkugel. – Ber. Geobot. Inst. Rübel, Zürich: 46–83.
- TUHKANEN, S. (1984): A circumboreal system of climatic-phytogeographical regions. – Acta Bot. Fenn. 127: 50 pp. + Appendix mit zahlreichen Tafeln mit Karten und Klimadiagrammen.
- VANKAT, J.L. (1989): Water stress in chaparral shrub in summer rain – versus summer-drought climates – whither the mediterranean-type climate paradigm? – In: KEELEY, S.C. (ed.): The California chaparral: paradigms reexamined. Natural History Museum of Los Angeles, Science Series No. 34, Los Angeles: 117–124.
- WACE, N.M. (1965): Vascular plants. – In: VAN MIEGHEM, J. & VAN OYE, P. (eds.): Biogeography and ecology in Antarctica. – Monogr. Biol. 15: 201–266.
- WAGENITZ, G. (2008): Wörterbuch der Botanik. Morphologie, Anatomie, Taxonomie, Evolution. – 2. Aufl. von 2003, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. Lizenzausgabe Nikol Verlag, Hamburg: 552 pp.
- WALTER, H. (1964), 1968: Die Vegetation der Erde in öko-physiologischer Betrachtung. Bd. 1: Die tropischen und subtropischen Zonen. – 2. Aufl.: 592 pp., – Bd. 2: Die gemäßigten und arktischen Zonen.: 1001 pp., G. Fischer, Stuttgart.
- WALTER, H. & BRECKLE, S. (1999): Vegetation und Klimazonen. Grundriss der globalen Ökologie. – 7. Aufl., Ulmer UTB 14, Stuttgart: 544 pp. Erste Auflage als WALTER 1971.

-
- WALTHER, G.-R. (1999): Distribution and limits of evergreen broad-leaved (laurophyllous) species in Switzerland. – Bot. Helv. 109: 153–167.
- WALTHER, G.-R. (2001): Laurophyllisation – a sign of a changing climate? – In: BURGA, C. A., KRATOCHWIL, A. (eds.): General and Applied Aspects on Regional and Global Scales. Tasks for Vegetation Science 35, Kluwer Academic, Dordrecht: 207–223.
- WHITE, D.L. & JUDD, W.S. (1985): A Flora of Gold Head Branch Ravine and Adjacent Uplands, Clay County, Florida. – Castanea 50/4: 250–261.
- WILLIAMS, C.B. (1964): Patterns in the Balance of Nature. – Academic Press, London: 324 pp.

Autor:

Prof. Dr. Henning Haeupler
Paracelsusweg 24
D 44801 Bochum
E-mail: henning.haeupler@rub.de

Anmerkungen zu einigen sich möglicherweise einbürgernden Neophyten

Klaus Adolphi

Professor Dr. Dietmar Brandes zum 65. Geburtstag gewidmet

1. Einleitung

Es werden einige Arten vorgestellt, die sich möglicherweise auf dem Wege der Einbürgerung befinden. Alle sind aktuell wahrscheinlich noch selten, möglicherweise aber auch bereits häufiger und übersehen worden. Noch keine der genannten Arten ist bereits über 25 Jahre wildwachsend bekannt, so dass allein schon deshalb keine als bereits eingebürgert gelten kann. Alle scheinen jedoch schon Nachwuchs im Freiland erzeugt zu haben, sei es generativ, vegetativ oder auf beiden Wegen. Die korrekte Identifizierung bleibt in einigen Fällen künftigen Untersuchungen vorbehalten.

Folgende Arten bzw. Hybriden werden abgehandelt: *Crithmum maritimum*, *Lavatera arborea*, *Dicentra eximia* und *D. formosa*; *Malus toringo* und *M. ×purpurea*, *Papaver orientale* nebst verwandten Arten, *Celastrus orbiculatus*, *Fallopia ×conollyana* sowie *Verbascum speciosum* und dem damit verwechselbaren *Verbascum olympicum*. Die Auswahl der Pflanzensippen ist willkürlich. Es handelt sich um solche, die derzeit vom Autor in den letzten Jahren aufmerksam beobachtet werden.

2. *Crithmum maritimum* L.

KREMER & WAGNER (2001) berichten über einen Fund von zwei Exemplaren des Meerfenchels auf Helgoland. Die Pflanzen wuchsen am Kringel genannten Teil im Süden der Hauptinsel. Der Erstfund der Art wurde jedoch schon viel früher gemacht, und zwar auf der Nebeninsel, die Düne genannt wird (PANKNIN 1937). Vermutlich war die Insel aber zwischenzeitlich nicht dauerhaft von *Crithmum maritimum* besiedelt, denn das wäre auf dem botanisch gut beobachteten Helgoland aufgefallen.

Inzwischen ist die Population der Art auf hunderte Exemplare angewachsen. Die Pflanzen wachsen immer noch vornehmlich in Fugen der Uferbefestigung im Bereich des Kringels, aber auch in großer Zahl im Südhafen. Mittlerweile hat sich die Art auch in den Buntsandsteinfelsen angesiedelt (Abb. 1), so dass sich *Crithmum maritimum* auf dem Wege der Einbürgerung befindet.

Ob die von KREMER & WAGNER erwähnten Pflanzen angesiedelt („angesalbt“) wurden oder ob sie auf natürliche Weise nach Helgoland gelangt sind, ist nicht bekannt. Eine spontane Arealerweiterung ist keineswegs ausgeschlossen, denn in den Niederlanden wird eine Ausbreitung der

Art beobachtet (ROSSENAAR & ODÉ 2004). An der Küste Norddeutschlands sollte deshalb besonders im Bereich der Häfen auf die Art geachtet werden.



Abb. 1: *Crithmum maritimum* im Buntsandsteinfelsen auf der Insel Helgoland. Photo: Adolphi, 18. September 2009.

3. *Lavatera arborea* L. (*Malva arborea* (L.) WEBB & BERTHEL.)

ADOLPHI (2008) berichtet vom Vorkommen der Strauchpappel auf Helgoland. Die zweijährige Art war als Zierpflanze in der Grünanlage der Biologischen Anstalt auf Helgoland bereits seit Jahren bekannt, von wo aus sich die Art vermutlich ausgebreitet hat, wobei sie zumindest vorübergehend auch in die großflächig vorhandenen Bestände von *Rosa rugosa* eindringen konnte (Abb. 2). Im Gegensatz zum oben erwähnten *Crithmum* lässt sich aber keine kontinuierliche Zunahme der Population erkennen. Die Populationsgröße schwankte in den Jahren, seit die Art beobachtet wurde, zwischen fünf und zwanzig. Im September 2012 sah Adolphi nur drei Exemplare (jeweils Einzelexemplare) an verschiedenen Stellen. In vergangenen Jahren wuchsen die meisten Exemplare in Beständen von *Fallopia japonica* im Bereich der Straße „Am Südstrand“. Dort wurde die Grünanlage inzwischen umgestaltet, so dass dort Vorkommen sowohl von *Fallopia* als auch von *Lavatera arborea* kaum noch möglich sind.

Klimatische Gründe würden eine Einbürgerung auf Helgoland mit seinen nur geringen Frosttemperaturen im Winter wohl nicht verhindern. Die weitere Entwicklung bleibt zu beobachten.



Abb. 2: *Lavatera arborea* zwischen *Rosa rugosa* auf der Insel Helgoland. Photo: Adolphi, 24. August 2007.

4. *Dicentra eximia* (KER GAWL.) TORR. / *Dicentra formosa* (HAW.) WALP.

Das Tränende Herz *Lamprocapnos spectabilis* (L.) FUKUHARA (Synonym *Dicentra spectabilis* (L.) LEM.) ist eine allseits bekannte und beliebte Gartenpflanze, die bei Gartenfreunden meist noch unter ihrem Synonym *Dicentra spectabilis* bekannt ist. Wildwachsend tritt sie jedoch nur selten und unbeständig auf. ADOLPHI (1983) erwähnt beiläufig ein Vorkommen der Art in einem Feldgehölz in Westfalen, das mittlerweile längst wieder erloschen ist.

Seltener kultiviert werden Herzblumen mit kleineren Blüten als das Tränende Herz sie hat. Es handelt sich vor allem um die beiden sehr ähnlichen Arten *Dicentra eximia* und *Dicentra formosa*. Auch Hybriden der beiden Arten werden gärtnerisch verwendet.

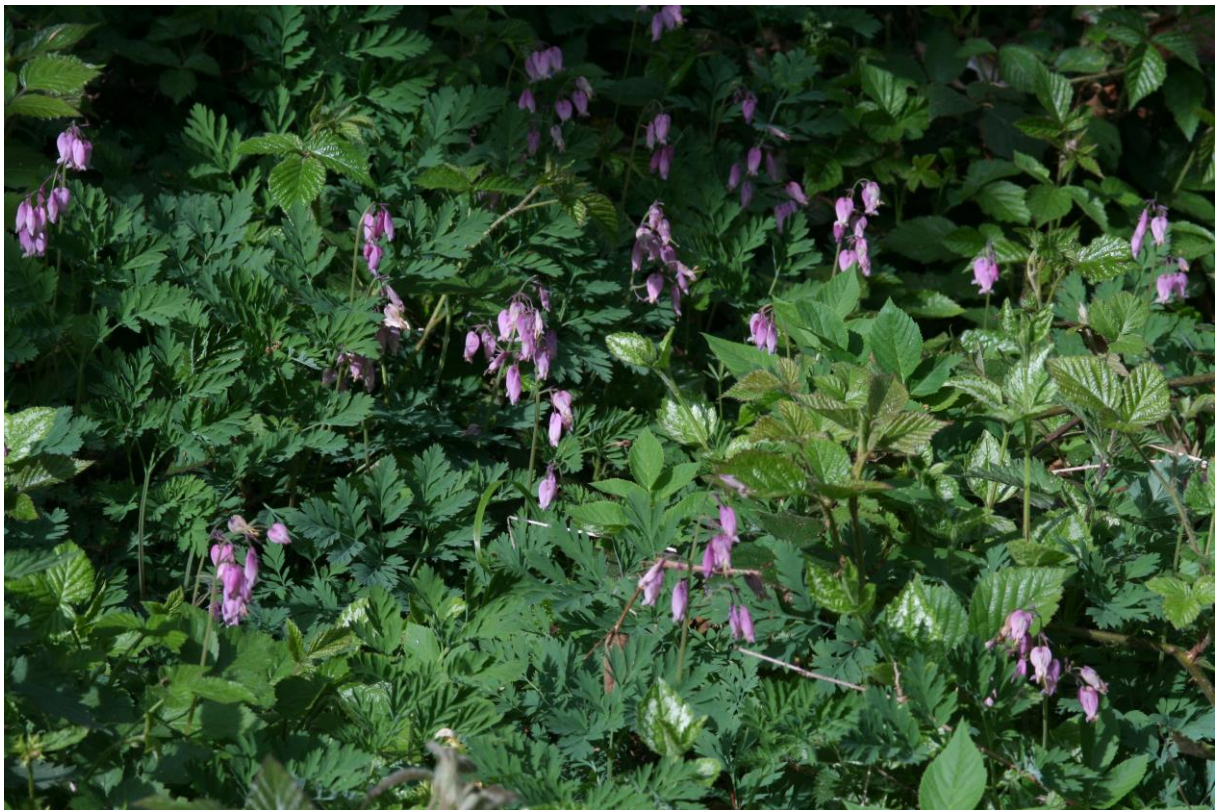


Abb. 3: *Dicentra* und Begleitarten *Rubus armeniacus* FOCKE und *Galeobdolon argentatum* SMEJKAL im Kölner Königsforst. Es handelt sich vermutlich um *Dicentra formosa* (Foto H. Sumser, 6. Mai 2011).

ADOLPHI & SUMSER (2013["2012"]) erwähnen ein Wildvorkommen von *Dicentra eximia* im Kölner Waldgebiet Königsforst (TK 25 5008/41 Köln-Mülheim). Nach dieser Publikation erschien in einer Gartenzeitschrift in zwei Folgen eine ausführliche Darstellung der kultivierten Herzblumen (KAISER 2013a, 2013b, 2013c). KAISER erwähnt, dass *Dicentra formosa* im Handel oft fälschlich als „*Dicentra eximia*“ angeboten wird. Nach Auswertung der Arbeit von KAISER (2013b) ist nicht auszuschließen, dass es sich im Kölner Königsforst eher um *Dicentra formosa* als um *Dicentra eximia* handelt (Abb. 3). Eine Abbildung eines Vorkommens am Naturstandort von *Dicentra formosa* in den USA (KAISER 2013b: 9) erinnert sehr an den Bestand in Köln. Dazu passt eine persönliche Mitteilung von Beate Alberternst, dass es im Taunus bei Königstein ein Vorkommen einer Herzblume gebe, deren Vorkommen sehr an das bei ADOLPHI & SUMSER abgebildete Kölner Vorkommen erinnere. Das Vorkommen im Taunus ist in der hessischen Florenliste als *Dicentra formosa* aufgeführt: <http://www.botanik-hessen.de/Florenliste>.

STACE (2010: 91) nennt für die britischen Inseln gesicherte verwilderte Vorkommen sowohl von *Dicentra formosa* als auch von *Dicentra eximia*. Allerdings erwähnt er auch Verwechslungen von *Dicentra eximia* mit *Dicentra formosa*. Zur Hybride *Dicentra eximia* × *D. formosa* gibt er an, dass es darüber keine gesicherten Funde auf den Britischen Inseln gebe. Es gebe triploide, sterile und auch diploide, fertile Hybriden der beiden Arten.

KAISER (2013b: 11) gibt folgende Unterscheidungsmerkmale der beiden Arten an:

Dicentra eximia: gekrümmter Teil der äußeren Petalen 4-8 mm; Blüten schmal herzförmig; 2 n = 16.

Dicentra formosa: gekrümmter Teil der äußeren Petalen 2-5 mm; Blüten eher breit herzförmig (viel breiter und kürzer als bei *D. eximia*); 2 n = 16, 32).

Des Weiteren unterscheidet KAISER (2013b: 11) die beiden Subspecies *D. formosa* subsp. *formosa* und *D. formosa* subsp. *oregana*, die hier nur genannt sein sollen.

Es ergänzend darauf hingewiesen, dass auch *Dicentra cucullaria* (L.) BERNH., die nur 8 cm Größe erreichende Kapuzen-Herzblume (auch Zwerg-Herzblume genannt) bei ungestörtem Wachstum dichte Teppiche ausbilden kann. KAISER (2013c) zeigt eine derartige Abbildung.

5. *Malus toringo* (SIEB.) SIEB. ex DE VRIESE (incl. *Malus sieboldii* (REGEL) REHD., incl. *Malus sargentii* REHD.) / *Malus ×purpurea* (BARBIER) REHD.

ADOLPHI (2001) berichtet über vier Wildvorkommen des Toringo-Apfels (*Malus toringo*) am Rheinufer im Kölner Stadtteil Deutz (TK 25 5007/24 Köln). Eines davon hat sich seit seiner Entdeckung im Jahre 2000 deutlich vergrößert, und zwar von einem größeren Exemplar auf annähernd dreißig Exemplare. Wie sich die Populationen der drei anderen bei ADOLPHI (2001) genannten Vorkommen entwickelt haben, ist nicht bekannt.

Nach BÄRTELS (1995) hat *Malus toringo* ihren natürlichen Lebensbereich in ihrer Heimat in Asien in Weich- und Hartholzauen. Demnach ist das gute Gedeihen der Pflanzen am Rhein nicht verwunderlich. ROLOFF & BÄRTELS (1996) bezeichnen die Art als einen sehr häufig gepflanzten Zierapfel.

Merkmale: Die Blätter der Langtriebe sind 3- bis 5lappig, die der Kurztriebe elliptisch. Die nur 6-10 mm dicken, rundlichen Zieräpfel sind langgestielt und bei der Reife gelb oder rot (Abb. 4).

Ähnliche Arten und Hybriden, die ebenfalls eine unterschiedliche Blattgestalt an Kurz- und Langtrieben aufweisen, hier ist vor allem *Malus toringoides* zu nennen, besitzen zwar ebenfalls kleine Äpfel, aber diese sind apfel- oder birnförmig und bis 1,5 cm lang, also deutlich größer als bei *Malus toringo*.

Außer mit *Malus toringo* ist am Rheinufer in Köln mit weiteren Apfel-Arten und –Hybriden zu rechnen. Hin und wieder findet man *Malus domestica* BORKH. Bemerkenswerter ist das Vorkommen des Blutapfels (*Malus ×purpurea*). Am Rheinufer in Zündorf wurden am 5. Mai 2013 zwei Exemplare gefunden, und zwar bei Rheinkilometer 676 (TK 25 5108/13 Köln-Porz). Es handelte sich um einen etwa 5 m hohen, reichlich blühenden Baum und in wenigen Metern Entfernung rheinaufwärts um einen etwa ein Meter hohen Jungbaum. Zwei weitere blühende Bäume befanden sich im angrenzenden Auenwald. Die Hybride *Malus ×purpurea* ist leicht erkennbar an ihren großen Blüten von einem Durchmesser bis über 5 cm, die anfangs dunkelpurpurn sind, aber bald verblassen (Abb. 5). Auch die anfangs etwas rotbraunen Blätter sind nach einigen Wochen dunkelgrün. Bei einer Nachprüfung des Zündorfer Vorkommens am 25. Mai 2013



Abb. 4: Blätter und Früchte eines Exemplars von *Malus toringo* am Rheinufer im Kölner Stadtteil Deutz (Photo Adolphi, 16. September 2012).

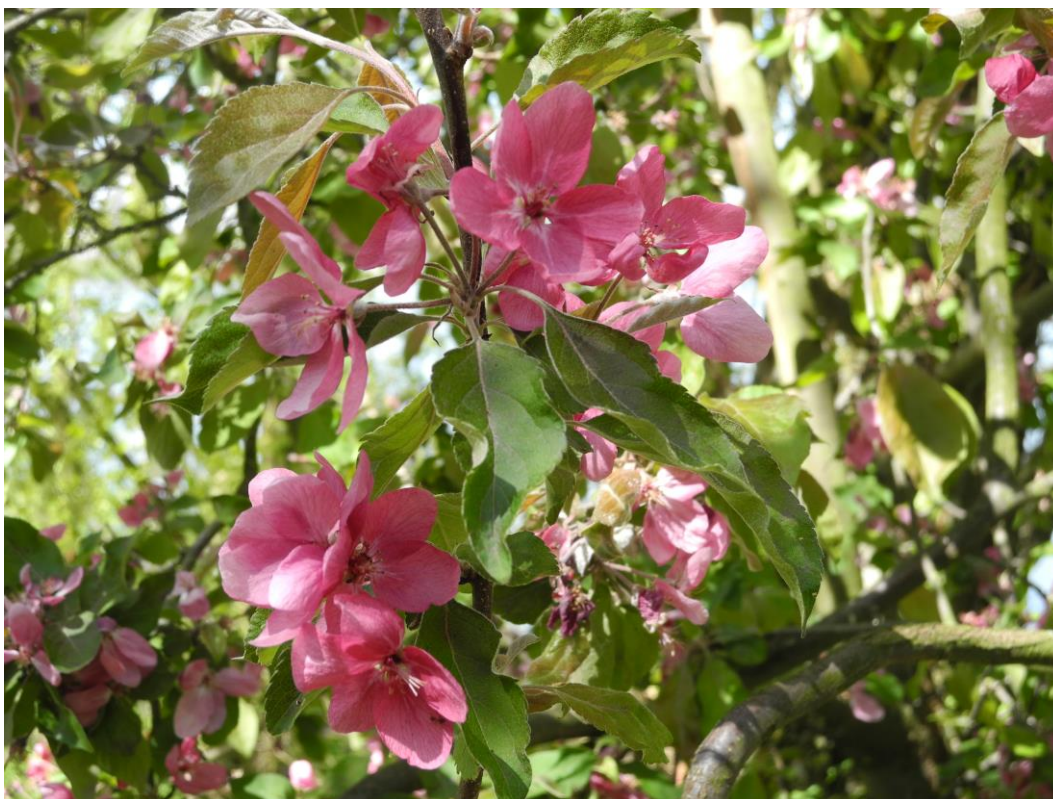


Abb. 5: Blüten von *Malus xpurpurea*. Die Aufnahme entstand am Kölner Rheinufer in Zündorf (Photo Adolphi, 5. Mai 2013).

wären die Pflanzen, da sie nicht mehr blühten und die Blätter grün waren, nicht aufgefallen, wenn sie nicht während ihrer Blütezeit entdeckt worden wären. STACE (2010) gibt *Malus ×purpurea* wildwachsend von den Britischen Inseln an, allerdings mit der einschränkenden Bemerkung: „rarely self-sown“.

6. *Papaver orientale* sensu amplo: *Papaver orientale* L. / *Papaver pseudo-orientale* (FEDDE) MEDW. / *Papaver bracteatum* LINDL.

Beliebte Gartenpflanzen mit großen Blüten sind der Orientalische Mohn (*Papaver orientale* L.), der falsche Orient-Mohn (*Papaver pseudo-orientale* (FEDDE) MEDW.) und der Scharlach-Mohn (*Papaver bracteatum* LINDL.), der auch als Heilpflanze kultiviert wird und deshalb auch Arznei-Mohn genannt wird.

Nach CULLEN (1995) könnte es Hybriden zwischen allen drei Arten geben. Unüberschaubar scheint zudem die Vielzahl der Gartensorten zu sein. Einen umfassenden Überblick gibt KÖHLEIN (2013: 124-141). Wegen der schweren Unterscheidbarkeit der Sippen sollen sie hier als Aggregat *Papaver orientale* sensu amplo zusammengefasst werden.

Unterscheidungsmerkmale nach JÄGER et al. (2008: 158):

Papaver orientale: Kronblätter am Grunde ohne auffallenden schwarzen Fleck. Blütenknospen nickend.

Papaver bracteatum: Schwarzer Kronblattpfleck länglich, länger als breit, bis fast zur Mitte der Kronblätter reichend. Blütenknospen aufrecht.



Abb. 6: *Papaver orientale* sensu amplo auf einer Straßenböschung in Troisdorf (Photo Adolphi, 22. Mai 2012).

Papaver pseudo-orientale: Schwarzer Kronblatpfleck rechteckig, breiter als lang. Blütenknospen aufrecht.

In der Praxis ist eine sichere Artbestimmung jedoch nicht immer möglich, zumal wenn die Pflanzen aus größerer Entfernung gesichtet werden und ein Aufsuchen der Pflanzen unmöglich ist.

Der Autor kennt Wildvorkommen von Pflanzen dieses Aggregats in Troisdorf (Straßenböschung) (Abb. 6), Königs Wusterhausen (auf dem Funkerberg, jetzt Neubaugebiet) und Idstein (Autobahnböschung). Ein weiteres Vorkommen in Lüneburg könnte ein Kulturrelikt gewesen sein. Auch andernorts ist der Orientalische Mohn gesichtet worden. BREITFELD (2011) äußert sich über Vorkommen in Sachsen. *Papaver orientale* sei deutlich seltener als das gelegentlich verwildernde *Papaver pseudo-orientale*.

7. *Celastrus orbiculatus* THUNB.

In seiner Arbeit über Lianen in urbanen Lebensräumen erwähnt BRANDES („2010“, 2011) *Celastrus orbiculatus* (Rundblättriger Baumwürger) ohne näher auf die Art einzugehen. In der Literatur gibt es nur wenige Hinweise auf Wildvorkommen dieser zweihäusigen Art in Deutschland. Diese und ein neu entdecktes Vorkommen im Neuwieder Stadtteil Engers (TK 25 5511/32 Bendorf) werden bei ADOLPHI et al. (2013, „2012“) genannt.

An dem großen Vorkommen in Neuwied ist der Lianencharakter der Art bei flüchtiger Betrachtung nicht auffällig, da es an den dortigen Wuchsstellen in einem stillgelegten Eisenbahnareal an zu erkletternden Bäumen mangelt (Abb. 7). Daher wachsen die Pflanzen auf dem Boden, wie es in Eisenbahnböschungen auch nicht selten beim Wilden Wein (*Parthenocissus inserta*) zu beobachten ist.

Der Artnamen *Celastrus „orbiculatus“* und der deutsche Pflanzename „Rundblättriger Baumwürger“ sind irreführend, denn die meisten Blätter sind nicht rundlich. Dies kann zu Verwechslungen des aus Asien stammenden *Celastrus orbiculatus* mit dem nordamerikanischen *Celastrus scandens* L. führen, wenn auf die unterschiedliche Anordnung der Infloreszenzen an den Trieben der beiden Arten nicht geachtet wird. Die Blüten-(Frucht-)stände sind ausschließlich achselständig bei *Celastrus orbiculatus*, bei *C. scandens* hingegen endständig. Abb. 8 zeigt Fruchtstände zur Zeit der Samenreife im Herbst.

Nach WEBER (2003: 92) ist *Celastrus orbiculatus* in manchen Ländern eine invasive Art, die nur schwer bekämpfbar sei, denn aus im Boden verbliebenen Wurzelfragmenten können sich die Pflanzen regenerieren.

Die Fundorte sind in Deutschland weit verstreut. So gibt es Fundmeldungen aus Bayern, Baden-Württemberg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern und Rheinland-Pfalz und mehreren Nachbarländern Deutschlands (ADOLPHI et al. 2013, „2012“).

Nach ROLOFF & BÄRTELS (1996: 154f.) werden beide Arten *Celastrus orbiculatus* und *C. scandens* „sehr häufig“ kultiviert. Demnach gibt es möglicherweise zahlreiche noch unentdeckte Wildvorkommen, auf die aufmerksam zu achten ist. Desgleichen ist die Unterscheidung der beiden Arten vorzunehmen, wenngleich in Deutschland bislang nur Wildvorkommen von *Celastrus orbiculatus* sicher nachgewiesen sind.



Abb. 7: *Celastrus orbiculatus* auf still gelegtem Eisenbahngelände in Neuwied (Photo Adolphi, 29. August 2011).



Abb. 8: Die aufgeplatzten Früchte von *Celastrus orbiculatus* geben den Blick auf die Samen mit ihrem roten Arillus frei (Photo Adolphi, 30. September 2011).

8. *Fallopia ×conollyana* J. P. BAILEY

Auf dem bereits im Abschnitt über *Celastrus orbiculatus* genannten brachgefallenen Eisenbahngelände in Neuwied (TK 25 5511/32 Bendorf) wachsen auch große Bestände der beiden Staudenknöterich-Arten *Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECRAENE und *Fallopia sachalinensis* (F. SCHMIDT) RONSE DECRAENE, die an Eisenbahnstrecken nicht ungewöhnlich sind. Besondere Beachtung sollte jedoch die dort vorkommende seltene Hybride *Fallopia ×conollyana* J. P. BAILEY finden (Abb. 9). Sie ist aus den Arten *Fallopia baldschuanica* und *F. japonica* entstanden. *Fallopia japonica* ist wie der deutsche Name Japanischer Staudenknöterich schon aussagt eine Staude, *F. baldschuanica* (REGEL) HOLUB hingegen ein windendes Holzgewächs. Die Hybride bildet in Neuwied nichtwindende, bogig wachsende, hohle, verholzte Triebe.

STACE (2010: 443) gibt für die Hybride den Chromosomensatz $2n=54$ an. Demnach ist sie pentaploid und steril. Lokal kann sie sich vegetativ ausbreiten, ihre eventuelle Fernausbreitung ist jedoch unklar. Ob die Sippe in Neuwied spontan entstanden ist, kann hier nicht entschieden werden. In der näheren Umgebung ist *F. baldschuanica* als die eine Elternart nicht gesichtet worden. Im Englischen wird die Hybride mitunter als „Railway-yard Knotweed“ bezeichnet, welcher Name auch zum Vorkommen in Neuwied passt.

Das Vorkommen von *F. ×conollyana* in Neuwied ist keineswegs das erste in Deutschland bekannt gewordene. KASPEREK (1999: 31f.) erwähnt einen Bestand der Hybride in einem Kalksteinbruch in Vicht in der Eifel.

Lesenswert ist J. P. Baileys Beschreibung der Entdeckung der Hybride und des Nachweises der Elternarten in einem Beitrag im Internet:

<http://www2.le.ac.uk/departments/biology/people/bailey/res/fxc>

Da die Beständigkeit von Internetseiten sehr ungewiss ist, soll der Text hier wiedergegeben werden:

“This taxon was first discovered in Leicester in 1982 when we checked some seed collected from the ordinary female *F. japonica* at our standard site at Oadby Race Course. The seedlings that readily grew from this seed had narrower pointed leaves with somewhat cordate bases and had a twining habit, quite unlike *F. japonica*. The chromosome count was a complete shock; I could put one count of $2n=54$ down as some sort of meiotic abnormality, but when it got to three I began to wonder. A wider survey revealed the same phenomenon was occurring throughout Britain! I then got to thinking that if we were dealing with a normal fertilization event, the female *F. japonica* would contribute 44 chromosomes leaving 10 to have come from the male parent. This meant we were looking for a twining plant with 20 chromosomes. It did not take long to point the finger at the commonly grown garden plant Russian Vine (*Fallopia baldschuanica*) which had a chromosome number of 20. Artificial crosses were made, and the resulting plants matched perfectly those derived from seed on the open-pollinated *F. japonica* from around Britain. Fortunately, these hybrids do not combine heterosis with the combined vigour of their parents, otherwise we would really be in trouble! The probable reason for this is that these two species have conflicting growth and storage strategies. *F. japonica* is herbaceous and dies down every autumn and stores its reserves in stout underground rhizomes. *F. baldschuanica* on the other hand is a woody perennial without rhizomes and stores resources in the persistent woody shoots.

On account of its increased and widespread incidence it was recently given an official hybrid name - it is named after Ann Conolly of Leicester in recognition of her contribution to research into Japanese Knotweed over the years. – Bailey 1992 & 2001.”



Abb. 9: Herbstaspekt von *Fallopia xconollyana*. Holzige, blattlose, tote Triebe stammen aus den Vorjahren (Photo Adolphi, 30. September 2011).

9. *Verbascum speciosum* SCHRAD. / *Verbascum olympicum* BOISS.

Schon vor Jahren hat BRANDES (2005) auf mehrere Wildvorkommen der Pracht-Königskerze (*Verbascum speciosum* SCHRAD.) hingewiesen. Dies hatte in den Jahren darauf nicht zu nennenswerten weiteren Fundmeldungen geführt. Die Situation änderte sich nach einem spektakulären Fund von *Verbascum speciosum* durch M. Sporbert (Leichlingen) und H. Sumser (Köln) in Troisdorf (Abb. 10). Das Bild fand in botanisch interessierten Kreisen eine weite Verbreitung und Meldungen über Vorkommen nahmen rasch zu. Adolphi (Abb. 11) fand im August 2012 in den Dünen des Ortsteiles Prora des Seebades Binz hunderte Exemplare von Königskerzen, die als *V. speciosum* vermutet wurden. Bei einer Nachprüfung dort am 1. August 2013 konnte die Artdiagnose gesichert werden.

Das Bestimmungsbuch von SCHMEIL & FITSCHEN (2011) enthält die Art, da das Buch auch einen Teil des natürlichen Areals in Österreich erfasst. Eine Angabe für Deutschland fehlt. Die neueste Auflage des Bestimmungsbuches „Rothmaler“ von JÄGER (2011) enthält *V. speciosum* ebenfalls, und zwar bereits mit Angaben für Deutschland, aber sie fehlt noch im Kritischen Band des „Rothmalers“, der einige Jahre vorher erschien (JÄGER & WERNER 2005).

Die Art ist womöglich mit anderen Arten der Gattung *Verbascum* verwechselt worden. Eine weitere Komplikation besteht darin, dass auch im Band bei JÄGER et al. (2008), der zum Bestimmen der krautigen Zier- und Nutzpflanzen dient, *Verbascum speciosum* nicht aufgeführt wird. Allerdings enthält der Band das ähnliche *V. olympicum* BOISS. Auf eine weitere, ähnliche Art, *V. leianthum* BENTH. wird hingewiesen. Offenbar wird auch im gärtnerischen Handel *Verbascum speciosum* als *V. olympicum* verkauft. Eine sichere Bestimmung dürfte mittlerweile möglich sein, da bei SUMSER et al. (2013) detailliert die Merkmale aller in Frage kommenden Arten aufgeführt

werden. Anpflanzungen von *Verbascum speciosum* gibt es jedoch, denn sonst wären die mittlerweile an verschiedenen Orten gesichteten Wildvorkommen nicht zu erklären. In botanischen Gärten kommen beide Arten vor. Abb.12 zeigt eine Rosette im Berliner Garten, Abb. 13 eine Pflanze in Freiburg im Breisgau. Aufgrund der beiden Bilder ist eine Unterscheidung der Arten nicht sicher möglich. Es scheint jedoch, dass *Verbascum speciosum* größer ist als *V. olympicum*. Ob der Unterschied groß ist, bleibt hier offen. CULLEN (2000) gibt in der European Garden Flora an, dass *Verbascum olympicum* bis 150 cm groß wird. *V. speciosum* fehlt in diesem Werk leider ebenso wie schon oben erwähnt auch bei JÄGER et al. (2008). *Verbascum speciosum* erreicht nach SCHMEIL & FITSCHEN (2011) und nach FERGUSON (1972) eine Größe von bis zu 200 cm, nach JÄGER (2011) sogar bis 230 cm.

Erst die kommenden Jahre müssen zeigen, welche Verbreitung *Verbascum speciosum* und eventuell damit verwechselbare Arten in Deutschland inzwischen erreicht haben.



Abb. 10: *Verbascum speciosum* in Troisdorf (Photo M. Sporbert, 1. Juli 2012).

Danksagung: Paul Bailey (University of Leicester) danke ich für die freundliche Genehmigung seinen Internetbeitrag zur Entdeckung von *Fallopia ×conollyana* hier einzufügen. Herrn Manfred Sporbert (Leichlingen) danke ich für die Überlassung des Photos von *Verbascum speciosum* in Troisdorf. Frau Beate Alberternst (Friedberg) verdanke ich den Hinweis auf das hessische Vorkommen von *Dicentra formosa*.

Und vor allem danke ich dem Jubilar Professor Dr. Dietmar Brandes für die vielen fruchtbaren Gespräche über Jahre hinweg, die mir stets Ansporn waren, die Veränderungen der heimischen Flora aufmerksam zu verfolgen.



Abb. 11: *Verbascum* in den Dünen des Ortsteiles Prora des Ostseebades Binz auf Rügen. Es handelt sich ebenfalls um *Verbascum speciosum* (Photo Adolphi, 21. August 2012).



Abb. 12: Eine Rosette von *Verbascum speciosum* im Botanischen Garten in Berlin-Dahlem (Photo Adolphi, 31. Mai 2013).



Abb. 13: *Verbascum olympicum* im Botanischen Garten in Freiburg im Breisgau (Photo Adolphi, 14. Juni 2013).

Literatur

- ADOLPHI, K. (1983): Ein Feldgehölz in Recke (Kreis Steinfurt) mit *Galeopsis pubescens* Bess. – Natur und Heimat 43(2): 55–56.
- ADOLPHI, K. (2001, „2000“): Wildvorkommen von *Malus toringo* in Nordrhein-Westfalen. – Floristische Rundbriefe 34(1): 43–47.
- ADOLPHI, K. (2008): Neues zur Flora von Helgoland. – In: EVERS, C., Hrsg. Dynamik der anthropogenen Vegetation. Festschrift für Prof. Dr. Dietmar Brandes. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 9–19.

-
- ADOLPHI, K., KASPEREK, G., DICKORÉ, W.B. & KREMER, B.P. (2013, "2012"): Ein großflächiges Vorkommen von *Celastrus orbiculatus* (Rundblättriger Baumwürger) auf aufgelassenem Bahngelände in Neuwied (Rheinland-Pfalz). – Floristische Rundbriefe 45/46: 1–14.
- ADOLPHI, K. & SUMSER, H. (2013, "2012"): Ein Vorkommen von *Dicentra eximia* (Zwerg-Herzblume) im Königsforst in Köln. – Floristische Rundbriefe 45/46: 15–20.
- BÄRTELS, A. (1995): Gehölze am Teichrand (II). – Gartenpraxis 21(11): 15–21.
- BRANDES, D. (2011, „2010“,): Lianen in urbanen Lebensräumen. – Floristische Rundbriefe 44: 1–12.
- BRANDES, D. (2005): Zur Verwilderung von *Verbascum speciosum* SCHRAD. 1811 (Pracht-Königskerze) in Niedersachsen. – Braunschweiger Naturkundliche Schriften 7(2): 491–494.
- BREITFELD, M. (2011): Bemerkenswerte Funde der Jahre 2010 und 2011. – Sächsische Floristische Mitteilungen 14: 3–8.
- CULLEN, J. (1995): *Papaver* Linnaeus. – In: CULLEN, J. et al.: The European Garden Flora. Vol. IV. Dicotyledons (Part II). 602 pp. University Press, Cambridge: 105–110.
- CULLEN, J. et al. (2000): *Verbascum*. – In: CULLEN, J. et al.: The European Garden Flora. Vol. VI. Dicotyledons (Part IV). 739 pp. University Press, Cambridge: 283–287.
- FERGUSON, I.K. (1972): *Verbascum*. – In: TUTIN, T.G. et al.: Flora Europaea. Vol. 3. 370 pp. Cambridge: University Press, Cambridge: 205–216.
- JÄGER, E.J. & WERNER, K. (ed.) (2005): Rothmaler 4. Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. Hrsg. E. Jäger & K. Werner. – 10. Aufl. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg und Berlin: 980 pp.
- JÄGER, E.J., EBEL, F., HANELT, P. & MÜLLER, G.K. (ed) (2008): Rothmaler 5. Krautige Zier- und Nutzpflanzen.– Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg: 880 pp.
- JÄGER, E.J. (ed.) (2011): Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. – 20. Aufl. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg: 930 pp.
- KAISER, K. (2013a): *Dicentra* (I): Von Herzblumen und Tränenden Herzen. – Gartenpraxis 39(3): 8–11.– Ulmer, Stuttgart.
- KAISER, K. (2013b): *Dicentra* (II): Herzchenangelegenheiten. – Gartenpraxis 39(4): 8–13. Ulmer, Stuttgart.
- KAISER, K. (2013c): *Dicentra* (III): Stierköpfe und Pluderhosen. – Gartenpraxis 39(5): 8–11. Ulmer, Stuttgart.
- KASPEREK, G. (1999): Beiträge zur Flora des Rurtales (Grosslandschaften Eifel, Niederrheinische Bucht und Niederrheinisches Tiefland), Folge 2. – Decheniana 152: 29–35.
- KÖHLEIN, F. (2003): Mohn und Scheinmohn. *Papaver*, *Meconopsis* und andere *Papaveraceae*.– Ulmer, Stuttgart: 192 pp.
- KREMER, B.P. & WAGNER, A. (2001): *Crithmum maritimum* L. – neu für Deutschland. – Floristische Rundbriefe 34(1): 1–8.
- PANKNIN, W. (1937): Ein vereinzelter Fund von *Crithmum maritimum* L. auf der Helgoländer Düne. – Repertorium specierum novarum regni vegetabilis (Hrsg. F. Fedde) XLI: 191.
- ROLOFF, A. & BÄRTELS, A. (1996): Gartenflora 1. Gehölze. Bestimmung. Herkunft. Eigenschaften und Verwendung. – Ulmer, Stuttgart: 694 pp.

- ROSSENAAR, A.-J. & ODÉ, B. (2004): De resultaten van het Bedreigde Soortenproject in 2003. – *Gorteria* 30: 33–41.
- SCHMEIL, O. & FITSCHEN, J. (2011): Die Flora Deutschlands und der angrenzenden Länder. – 95. Aufl., bearb. von S. SEYBOLD. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim: 919 pp.
- STACE, C.A. (2010): New Flora of the British Isles. – 3rd ed. Cambridge University Press, Cambridge: xxxiv + 1232 pp.
- SUMSER, H., SPORBERT, M., SONNEBORN, I. & JAGEL, A. (2013): Aktuelle Vorkommen der Pracht-Königskerze (*Verbascum speciosum* SCHRAD.) in Nordrhein-Westfalen. – *Jahrb. Bochumer Bot. Ver.* 4: 37–43.
- WEBER, E. (2003): Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds.– CABI Publishing, Wallingford: 548 pp.

Autor:

Prof. Dr. Klaus Adolphi
Kolpingstrasse 36
53547 Rossbach (Wied)
Deutschland / Germany
E-mail: k_adolphi@yahoo.com

Pioniere der Adventivfloristik: Einige Skizzen als Anregung zu einem biographisch-bibliographischen Projekt

Herbert Sukopp & Gerwin Kasperek

– Gewidmet Dietmar Brandes zum 65. Geburtstag –

Zusammenfassung

Eine Gesamtdarstellung der Geschichte der Adventivfloristik fehlt bislang, abgesehen von einigen Ansätzen in diese Richtung, und ebenso fehlen eine Übersicht der Botaniker, die diese Teildisziplin geprägt oder mitgestaltet haben und eine umfassende Bibliographie zur Adventivfloristik. Um dem Ziel einer geschichtlichen Übersicht näher zu kommen, wird die Erstellung einer Sammlung von Bio-Bibliographien der Pioniere der Adventivfloristik vorgeschlagen. Das Vorhaben soll zumindest in der Anfangsphase auf Personen aus dem deutschsprachigen Raum und auf deren Wirken bis etwa 1950 beschränkt sein. Zur Demonstration, wie diese Sammlung aussehen kann, werden im vorliegenden Beitrag beispielhaft Entwürfe für Bio-Bibliographien von fünf Botanikern vorgestellt; behandelt werden Detlef Nikolaus Christiansen, Hans Peter Joachim Höppner, Wilhelm Kreh, Max Miltzer und Richard Scheuermann. Im Fall von Miltzer wird auch auf unpublizierte Daten verwiesen, die hier auszugsweise reproduziert werden. Interessierte Botaniker werden zur Mitarbeit an dem Vorhaben aufgerufen, um eine Grundlage für eine umfassende adventivfloristischen Geschichtsschreibung zu schaffen.

Abstract

Irrespective of a few approaches in the literature, a comprehensive account of the history of "Adventivfloristik" (adventive floristics, or the geography and ecology of alien plants) is still lacking. There is also missing an overview of those botanists who shaped adventive floristics and gave distinction to this discipline, as well as a comprehensive bibliography. In order to approximate the goal of closing these gaps, we propose to create a collection of bio-bibliographies of the pioneers of adventive floristics. In the beginning, this plan is limited to botanists of the German-speaking region and to the period ending around 1950. Drafts of bio-bibliographies of five persons are presented in this paper to illustrate how such a collection should look like. The botanists chosen as examples are Detlef Nikolaus Christiansen, Hans Peter Joachim Höppner, Wilhelm Kreh, Max Miltzer and Richard Scheuermann. In the case of Miltzer we point to unpublished material, extracts of which are reproduced here. We call on interested botanists to contribute to the proposed plan.

Keywords: alien plants, botanists, biography, Central Europe

1. Einleitung

Die Adventivfloristik ist das Teilgebiet der Geobotanik, das sich mit Pflanzen befasst, die in ein Gebiet eingewandert sind, in dem sie ursprünglich nicht beheimatet waren. Meist geschieht eine solche Einwanderung unter direkter oder indirekter Einwirkung des Menschen; und meist treten Adventivpflanzen an Orten und Standorten auf, in denen der Einfluss des Menschen besonders stark ist, zum Beispiel in Städten oder auf Bahngelände. Dementsprechend weist die Adventivfloristik starke Überschneidungen mit verwandten Themengebieten auf, beispielsweise mit der Eisenbahnbotanik und mit der Stadtökologie. Auch mit den allgemeiner ausgerichteten Teilgebieten der Geobotanik ist die Adventivfloristik recht eng verflochten; so werden beispielsweise in Gebietsfloren üblicherweise Adventivpflanzen bis zu einem gewissen Grade mit berücksichtigt.

Der Status "adventiv" wurde in der Geschichte verschieden definiert; und damit kann auch der Gehalt des Begriffs Adventivfloristik variieren. Uneinheitlich wurde insbesondere die Frage gehandhabt, ob eingebürgerte Pflanzen noch zu den Adventivpflanzen gezählt werden sollen, oder ob der Terminus auf unbeständige Sippen beschränkt sein soll. WAGENITZ (2003) definierte folgendermaßen: "Adventivpflanze: Pflanze, die meist unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein Gebiet eingewandert ist, in dem sie ursprünglich nicht beheimatet war. ... In der Floristik oft vor allem für nicht eingebürgerte Neophyten gebraucht." Zum Zwecke unseres Vorhabens möchten wir uns auf die Definition nach SCHRÖDER (1969) festlegen, wonach der Terminus Adventive neben den Ephemerophyten auch die Epökophyten und die Agriophyten einschließt. (Die nur kultiviert auftretenden Arten bleiben ausgeschlossen.)

Auf dem vom Jubilar Dietmar Brandes veranstalteten 5. Braunschweiger Kolloquium „Phyto-diversität von Städten“ im Jahr 2003 hielt der Erstautor einen Vortrag mit dem Titel "Von den Anfängen der Phytodiversitätsforschung in Städten". In diesem und mehreren weiteren Beiträgen hat er sich mit der Geschichte der Stadtbotanik und der damit verwandten Forschungsrichtungen einschließlich der Adventivfloristik befasst (SUKOPP 2002, 2003, 2004, 2005, SUKOPP & SUKOPP 2002). Demnach gehören zu den frühen Zeugnissen einer Stadtbotanik die Ausführungen im ersten Lehrbuch der Pflanzengeographie von SCHOUW (1823): Er benutzte den Terminus ‚plantae urbanae‘ für Pflanzen, die in der Nähe von Städten und Dörfern vorkommen und fügte hinzu: „In den mehrsten Fällen ist fremder Ursprung die Ursache, weshalb diese Pflanzen sich nur in der Nähe der Städte und Dörfer befinden“ (vgl. SUKOPP 2003). Weiterhin wies der Erstautor beispielsweise auf die modellhafte Bedeutung von Burgen und Ruinen für anthropogene Standorte und für die Adventivflora hin.

Knappe Übersichten zur Geschichte der Adventivfloristik finden sich auch bei TREPL (1990) und in KOWARIKS in 2 Auflagen vorliegendem Werk "Biologische Invasionen" (2003, 2010), welches sich freilich vorrangig übergreifenden Themen widmet. Trotz dieser und zahlreicher weiterer Ansätze fehlt uns aber eine Gesamtdarstellung der Geschichte der Adventivfloristik und eine Übersicht der Botaniker, die diese Teildisziplin geprägt oder mitgestaltet haben. Ebenso wenig verfügen wir über eine umfassende Bibliographie zur Adventivfloristik. Unter den bisherigen Ansätzen zu Bibliographien für das Themenfeld Adventivflora können folgende genannt werden: HAMANN & WAGENITZ (1977: 109-120), SUKOPP & WERNER (1982: 48-94, bes. 64ff.), SAUERWEIN (1989, speziell "Stadtvegetation" betreffend), KASPEREK (2008, speziell Klassifikation der Anthropolochoren betreffend) und BRANDES (2008; speziell Eisenbahnvegetation betreffend). Darüber hinaus sind adventivfloristische Arbeiten in unzähligen allgemeineren geobotanischen Bibliographien enthalten. Insgesamt ist die Literatur des Gebietes damit nur sehr unkomfortabel und zerstreut erschlossen. Ähnlich wie mit den Bibliographien zur adventivfloristischen Literatur verhält es sich auch mit den Biographien der Botaniker, die zur Adventivfloristik beigetragen haben.

2. Entwurf eines biographisch-bibliographischen Projekt

Hier möchten wir mit dem folgenden Vorhaben ansetzen. Uns interessieren beispielsweise folgende Fragen:

- Welche Botaniker haben erstmals der besonderen Flora von Eisenbahngeländen und Häfen Beachtung geschenkt?
- Vor welchem Hintergrund und mit welcher Wirkung haben sie dies getan?
- Wer hat erstmals städtische Biotope einer floristischen Analyse unterzogen?
- In welchen Publikationen wurden die Ergebnisse dokumentiert?

Um diesem Ziel näher zu kommen, soll eine Sammlung von Bio-Bibliographien der Pioniere der Adventivfloristik erstellt werden. Damit das Vorhaben leistbar bleibt, wollen wir uns zunächst auf Personen aus dem deutschsprachigen Raum und auf deren Wirken bis etwa 1950 beschränken, wenngleich eine Ausweitung beispielsweise auf den gesamten mitteleuropäischen Raum und angrenzende Gebiete wünschenswert wäre. Entstehen sollen kurze Bio-Bibliographien von Pionieren der Adventivfloristik; wie dies aussehen kann, soll im Folgenden beispielhaft an fünf Botanikern gezeigt werden.

Die biographischen Daten umfassen nach Möglichkeit - soweit uns entsprechende Angaben aus Biographien oder Nachrufen vorlagen - die folgenden Elemente (nach WAGENITZ 2009, geringfügig verändert):

- vollständiger Name, Geburtsdatum und -ort, Todesdatum und -ort, Beruf des Vaters;
- Höhere Schulbildung, Studium, Dr.-Titel (möglichst mit Titel der Diss.), Beruflicher Werdegang;
- Hauptarbeitsgebiet, Hauptwerke (vor allem bei Floren), Ehrungen;
- Herbarien, in denen Material niedergelegt ist (Abkürzungen nach HOLMGREN et al. 1990);
- autobiographische und biographische Literatur.

Auf die biographischen Daten folgt jeweils eine Bibliographie adventivfloristischer Werke. Da fließende Übergänge zwischen dezidiert adventivfloristischen und allgemeineren geobotanischen und pflanzengeographischen Beiträgen auftreten, ist die Entscheidung für oder gegen eine Berücksichtigung bei einigen Publikationen schwierig. Unter den Grenzfällen, etwa bei Sammlungen von Fundmeldungen, haben wir im Allgemeinen solche Beiträge aufgenommen, in denen adventivfloristische Inhalte überdurchschnittlich stark vertreten sind.

3. Fünf Entwürfe für Bio-Bibliographien

Christiansen, Detlef Nikolaus (1879-1952)

Der Mittelschulkonrektor D. N. Christiansen war ein sehr guter Kenner der Flora seiner Heimat Friesland; er publizierte eine Flora der Insel Föhr ("Die Blütenpflanzen und Gefäßkryptogamen der Insel Föhr. 81 S. Föhrer Heimatbücher 11. 1925) und war 1927 Begründer des Altonaer

„Naturwissenschaftlichen Vereins“. Christiansens wichtigste adventivfloristische Publikation behandelte „Die Adventiv- und Ruderalflora der Altonaer Kiesgruben und Schuttplätze“. Zusammen mit Friedrich Vogeler hat Christiansen in den 1920er und 1930er Jahren die Adventivfloristik in Hamburg geprägt (POPPENDIECK, briefl. Mitt.); ein deutlicher Höhepunkt seiner Publikationsaktivitäten liegt etwa um das Jahr 1930.

Biographische Datensammlung

Geb. 10.1.1879 Kleinkoogsdeich b. Emmelsbüttel, Gest. 5.5.1952 in Hamburg;

Seminarzeit in Hadersleben 1896-1899, Lehrer in Oldsum auf Föhr, Hamburg;

Begründer des Altonaer „Naturwissenschaftlichen Vereins“, Bearbeiter der „Flora von Föhr“, in Altona Untersuchung der Flora der Kiesgruben und Eisenbahndämme;

Herbar in Niebüll und Lübeck (LUB), Museum für Natur und Umwelt;

Biogr. Lit.: CHRISTIANSEN (1952; Nachruf), TANNERT (1966), POPPENDIECK (2011).

Bibliographie adventivfloristischer Arbeiten

CHRISTIANSEN, D.N. (1917): *Eranthis hiemalis*. – Die Heimat, Zeitschrift des Vereins zur Pflege der Natur- und Landeskunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 27: 111. [n. v.]

CHRISTIANSEN, D.N. (1927): *Oenothera ammophila* Focke in Schleswig-Holstein. – Allgemeine Botanische Zeitschrift für Systematik, Floristik, Pflanzengeographie etc. 33: 42(266)–44(268).

CHRISTIANSEN, D.N. (1928): Die Adventiv- und Ruderalflora der Altonaer Kiesgruben und Schuttplätze. – Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 18 (2): 350–462.

CHRISTIANSEN, D.N. (1929): 1928 beobachtete Adventivpflanzen. – Jahresbericht des Naturwissenschaftlichen Vereins Altona 1928: 65–71.

CHRISTIANSEN, D.N. (1929): Neues zur Flora von Sylt. (Herr F. Vogeler sammelte die Pflanzen.) – Jahresbericht des Naturwissenschaftlichen Vereins Altona 1928: 55–59.

CHRISTIANSEN, D.N. (1929): Die Blütenpflanzen und Gefäßkryptogamen der Insel Föhr. I. Nachtrag. – Jahresbericht des Naturwissenschaftlichen Vereins Altona 1928: 60–62.

CHRISTIANSEN, D.N. (1929): Ein botanischer Spaziergang nach den Schuttplätzen und Mühlen in Elmshorn. – Aus der engeren Heimat - Beiträge zur Weckung von Heimatsinn und Heimatfreude [Beilage zu den Elmshorner Nachrichten], Jg. 7, Nr. 8 [S. 4] und Nr. 9 [S. 3–4].

CHRISTIANSEN, D.N. (1930): Der "Botanische Garten" in der Kiesgrube. – Altonaer Schulmuseum (Ed.): Am Nordrande Altonas (Vor den Toren der Großstadt 3): 169–182. Altona (H. Lorenzen). [n. v.]

CHRISTIANSEN, D.N. (1930): Zur Gattung *Eragrostis* bei Hamburg. – Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg, 4. F., 4: 115–116. [n. v.]

CHRISTIANSEN, D.N. (1932[1933?]): 1929-1932 beobachtete eingeschleppte und verwilderte Pflanzen. – Jahresbericht des Naturwissenschaftlichen Vereins Altona 1929/32: 6–12.

Höppner, Hans Peter Joachim (1873-1946)

Höppners "Flora des westfälisch-rheinischen Industriegebietes unter Einschluß der Rheinischen Bucht" (1926, zusammen mit H. Preuß) bildete einen frühen Höhepunkt der floristischen Erforschung des Ruhrgebietes, auf den erst spät weitere Untersuchungen folgten. Ihren besonderen Charakter als erste Flora eines großstädtisch-industriellen Gebietes erhielt sie durch die Beiträge von Richard Scheuermann zur Kenntnis der Adventivflora (Vorwort VIII, XI).

Biographische Datensammlung

Geb. 8.2.1873 Hagen bei Stade, gest. 24.4.1946 Krefeld, Vater Hafenmeister;

Real- bzw. Oberschullehrer in Krefeld;

"Florist des Niederrheins", u. a. Spezialgebiet Orchidaceae, auch viele entomologische Publikationen; frühe Arbeit: "Beitrag zur Flora von Stade." Neue Blätter Volksschule Herzogtümer Bremen und Verden 35: 209-213., 1898. Flora des Niederrheins. 1907 (2. Auflage 1909; 3. Auflage 1913) - Flora des Westfälisch-Rheinischen Industriegebietes ... mit H. PREUSS. 1926; Ehrenmitglied des Naturwissenschaftlichen Vereins Krefeld und des Naturhistorischen Vereins für die Rheinlande;

Herbar/Exsiccaten in B, GB, L, U, sowie Stadt Krefeld;

Biogr. Lit.: STEEGER, A. (1951), KÖPPEN, E. (1967), STAFLEU & COWAN (1979: 233), SCHRAETZ, E. (1996), STENMANS, W. & SORG, M. (1996).

Bibliographie adventivfloristischer Arbeiten

HÖPPNER, H. (1910): Beiträge zur Adventiv- und Ruderalflora von Krefeld. – Mitteilungen des Vereins für Naturkunde in Verbindung mit dem städtischen Naturwissenschaftlichen Museum in Krefeld, 1910: 53–59. Krefeld.

HÖPPNER, H. & PREÜß, H. (1926): Flora des westfälisch-rheinischen Industriegebietes unter Einschluß der Rheinischen Bucht. – 381 pp. Dortmund.

HÖPPNER, H. (1939): Zwei lästige Ausländer in Krefelder Gärten. – Die Heimat 18 (4): 219–223. Krefeld.

HÖPPNER, H. (1941): Ein botanischer Sommerausflug zum Krefelder Rheinhafen. – Krefelder Heimatbuch 2: 144–148. [n. v.; DÜLL & KUTZELNIGG (1987: 363) berichten: "Der Artikel ist durch die Kriegswirren bedingt nie erschienen! Der fertige Druckfahnenabzug befindet sich im Nachlass Höppner in der Bot. Arbeitsgem. beim Verein Linker Niederrhein in Krefeld!"]

Kreh, Wilhelm (1884-1959)

Wilhelm Kreh hat die Ruderalflora der Auffüllplätze, die Pflanzen auf Trümmerschutt nach dem 2. Weltkrieg und auf Güterbahnhöfen studiert. Für Stuttgart hat Kreh (1951) die Veränderungen der Flora bilanziert: Einem Verlust von 6% des Florenbestandes steht dort ein Gewinn von 17% (Neubürger und Siedler) gegenüber, woraus sich für Kreh zahlenmäßig eine "Bereicherung" ergibt. Er verband die floristische Arbeit mit Untersuchungen zur Ausbreitungsbiologie und zur Vegetationskunde, und begründete den „Botanischen Zirkel“ („Blümler Zunft“).

Biographische Datensammlung

Geb. 9.9.1884 Winnenden, gest. 30.11.1959 Stuttgart;

Stud. Tübingen. Dr. phil. Tübingen (bei VOECHTING). Lehrer, über 25 Jahre am Eberhard-Ludwigs-Gymnasium Stuttgart. 1946-48 kommissarischer Leiter des Botanischen Gartens und Verwalter des Lehrstuhls für Botanik an der TH Stuttgart;

Herbar in Stuttgart (STU);

Biogr. Lit.: HAAS (1960), FRAHM (1995: 80), FRAHM & EGGERS (2001: 257), ENGELHARDT & SEYBOLD (2009: 88).

Bibliographie adventivfloristischer Arbeiten

KREH, W. (1928): Neue Glieder der Stuttgarter Pflanzenwelt. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 84: 66–73. Stuttgart.

KREH, W. (1935): Pflanzensoziologische Untersuchungen auf Stuttgarter Auffüllplätzen. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 91: 59–120. Stuttgart.

KREH, W. (1951): Die Besiedlung des Trümmerschutts durch die Pflanzenwelt. – Naturwissenschaftliche Rundschau 4 (7): 298–303.

KREH, W. (1951): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 106: 69–124. Stuttgart.

KREH, W. (1952): Der Fliederspeer (*Buddleia variabilis*) als Jüngsteinwanderer unserer Flora. – Aus der Heimat 60 (1): 20–25.

KREH, W. (1952): Von der Veränderung des Landschaftsbildes durch neueinwandernde Pflanzen. – Schwäbische Heimat, 1952. [n. v.]

KREH, W. (1953): Entwicklungslinien in der jüngsten Florengeschichte. – Naturwissenschaftliche Rundschau 6: 457–462.

KREH, W. (1954): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. Nachtrag 1953. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 109: 63–82. Stuttgart.

KREH, W. (1955): Das Ergebnis der Vegetationsentwicklung auf dem Stuttgarter Trümmerschutt. – Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft 5: 69–75.

KREH, W. (1955): Auf dem Stuttgarter Trümmerschutt erzeugte Samenmengen. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 110: 212–215. Stuttgart. [n. v.]

KREH, W. (1955): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. Nachtrag 1955. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 110: 199–211. Stuttgart.

KREH, W. (1956): Götterbaumhaine auf deutschem Boden. – Kosmos 52: 235–238.

KREH, W. (1957): Zur Begriffsbildung und Namensgebung in der Adventivfloristik. – Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft 6/7: 90–95.

KREH, W. (1957): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. Nachtrag 1957. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 112: 188–200. Stuttgart.

- KREH, W. (1958): Das Mondbechermoos (*Lunularia cruciata*) hat sich in Stuttgart eingebürgert. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 113: 321–322.
- KREH, W. (1959): Verlust und Gewinn der Stuttgarter Flora im letzten Jahrhundert. Nachtrag 1959. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 114: 138–165. Stuttgart.
- KREH, W. (1960): Die Pflanzenwelt des Güterbahnhofs in ihrer Abhängigkeit von Technik und Verkehr. – Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft, N.F. 8: 86–109. Stolzenau.
- KREH, W. & SCHAAF, G. (1931): Neue Glieder der Stuttgarter Pflanzenwelt. II. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 87: 131–146. Stuttgart.

Militzer, Max (1894-1971)

Max Militzer kann als der wichtigste Florist der Oberlausitz in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts gelten (HARDTKE et al. 2004). Er war eng befreundet mit Hermann Meusel, was bestimmend wurde für die Ausrichtung seiner Arbeiten auf die pflanzengeographische (floristische) Kartierung. Gemeinsam mit Kurt Wein besorgte er die Neuherausgabe der drittältesten deutschen Regionalflora, des Hortus Lusatie von Johannes Franke (1594, ND 1930).

Militzer verfolgte die Ausbreitung von Neophyten wie *Eragrostis minor*, *Plantago indica* und anderen entlang der Eisenbahnlinien. Anfang der 1930er Jahre erschien Militzers Arbeit "Pflanzen als Kulturbegleiter, dargestellt an der Flora der Oberlausitz", in 5 Teilen, und zwar an eher "versteckter" Stelle: in den "Bautzener Geschichtsblättern". Viele andere Publikationen von Militzer erschienen in Zeitungen von lokaler oder regionaler Bedeutung, bzw. in Beilagen solcher Zeitungen, und sind heute teilweise schwer zugänglich. Starker Bezug zur Stadtbotanik wird zum Beispiel offenbar in einer 1951 erschienenen Zeitungsnotiz ("Ruinen im Grünen. – Ein Gang durch Bautzens Trümmerflora"; Union Nr. 89 12. Juni 1951).

(Die sehr zahlreichen kleineren Arbeiten Militzers mit Titeln wie "Floristische Beobachtungen ..." mit wechselnden Anteilen an Funddaten für Adventivarten sind in der unten folgenden Bibliographie nicht berücksichtigt.)

Von besonderer adventivfloristischer Bedeutung sind unveröffentlichte Tabellen mit Listen der Trümmerfloren mittel- bzw. ostdeutscher Städte, die Militzer erstellt hat. In der frühesten Liste verglich er für den Zeitraum 1945-1953 acht Städte: Halle, Nordhausen, Leipzig, Plauen, Chemnitz, Dresden, Bautzen, Berlin (vgl. Abbildungen 1 und 2). Später hat Militzer eine Liste mit Holzgewächsen der Trümmer dieser und weiterer Städte (Magdeburg, Frankfurt a. M., Mainz, Köln, Gießen, Darmstadt) aufgestellt, die er z. T. verschiedenen Gewährsleuten verdankte (z. B. Lipser, Offenbach). Diese Liste ist überliefert in einem Brief Militzers an H. Sukopp aus dem Jahr 1963. Eine Auswertung dieser Listen zur Trümmerflora erfolgte durch KOHLER & SUKOPP (1964) für die Verbreitung von *Robinia pseudoacacia*. Aus dem Jahr 1964 ist eine weitere Liste der Trümmerflora für zwölf Städte überliefert (die oben genannten, jedoch ohne Gießen und Darmstadt).

Mit seinem tabellarischen Vergleich ging Militzer methodisch über das hinaus, was andere vor ihm als Adventivfloristik betrieben haben. Neben dem vergleichenden Ansatz ist die Konzentration auf die Untersuchung eines speziellen Standorttyps hervorzuheben, nämlich der Trümmerstandorte. Dies markiert einen interessanten Fall des Übergangs aus einer frühen in eine spätere Phase der Forschungsgeschichte. Erst später wurden wieder Vergleiche zwischen verschiedenen Städten angestellt. Zu nennen sind hier auch Arbeiten des Jubilars (bspw. BRANDES 1989).

Scholz

Zur Trümmerflora

von Mittel- und Ostdeutschland (1945 - 1953)

H-Halle H-Hordhausen L-Leipzig P-Plauen K-Karl-Marx-Stadt D-Dresden
Ba-Bautzen B-Berlin

Gattungsfolge und Nomenklatur nach Rothmaler u. Mansfeld

1 = selten 2 = zerstreut 3 = häufig 4 = gemein

I. Einjährige Pflanzen bis Stauden

	N	H	L	P	K	D	Ba	Bo
Equisetaceae								
<i>Equisetum arvense</i>						1	+	1
Polypodiaceae								
<i>Pteridium aquilinum</i>								1
<i>Dryopteris austriaca</i>						+	+	+
<i>Dryopteris filix-mas</i>								
Gramineae								
<i>Panicum miliaceum</i>						1	+	1
<i>Echinochloa crus-galli</i>	+		x		+	1	+	1
<i>Digitaria sanguinalis</i>			x			1	+	1
<i>Digitaria ischaemum</i> (= <i>Panicum illare</i>)					+		+	1
<i>Setaria glauca</i>			x		+	1	2	+
<i>Setaria verticillata</i>			x			1		
<i>Setaria ambigua</i>					+			
<i>Setaria viridis</i>		1	x		1	1	+	2
<i>Phalaris caerulea</i>								+
<i>Phalaris arundinacea</i> (= <i>Phalaris a.</i>)					+			+
<i>Anthriscus odoratus</i>								+
<i>Pharus pratensis</i>		1			+	1	+	1
<i>Alopecurus geniculatus</i>								+
<i>Alopecurus myosuroides</i>	+				+			
<i>Agrostis canina</i>					2		+	1
<i>Agrostis tenuis</i>								
<i>Agrostis gigantea</i>	+							
<i>Agrostis stolonifera</i>		3	x		+	2	3	3
<i>Apera spica-venti</i>	3					1	1	2
<i>Calamagrostis epigeios</i>		1	x			1	+	2
<i>Holcus lanatus</i>			x					2
<i>Corynephorus canescens</i>								+
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>		1	x		2	2	2	1
<i>Trisetum flavescens</i>							+	
<i>Arrhenatherum elatius</i>			x		3	1	+	+
<i>Arrhenatherum pubescens</i>						+		
<i>Avena fatua</i>								+
<i>Avena sativa</i>						2	1	+
<i>Avena spp.</i>								+
<i>Paragratia communis</i>							+	1
<i>Eragrostis pectinacea</i>						1	+	1
<i>Dactylis glomerata</i>	+	1	x		3	2	2	1
<i>Poa annua</i>	2	1	x		2	2	3	3
<i>Poa compressa</i>	2	2	x		2	2	3	3
<i>Poa pratensis</i>		2	x		2	2	1	+
<i>Poa trivialis</i>					2			
<i>Poa nemoralis</i>					1	1		
<i>Poa polystris</i>			x				1	2
<i>Puccinellia distans</i> (= <i>Atropis d.</i>)	+		x					
<i>Festuca rubra</i>								+
<i>Festuca heterophylla</i>					1			
<i>Festuca ovina</i>					1		+	1
<i>Festuca arundinacea</i>					2			

Abb. 1: Reproduktion der ersten Seite der unpublizierten Liste „Zur Trümmerflora von Mittel- und Ostdeutschland (1945-1953)“ vom M. Militzer.

Fig. 1: Reproduction of the first page of the list regarding the flora of bombed sites in central and eastern Germany (1945-1953) by M. Militzer.

II. Holzgewächse									
	N	H	L	F	K	D	Da	Do	
Ginkgoaceae									
Ginkgo biloba						+	+		
Pinaceae									
Pinus silvestris									1
Salicaceae									
Populus alba									1
Populus tremula					2	2			2
Populus nigra					1				1
Populus sp.			x			1	+		1
Salix alba									1
Salix caprea	3				3	3	2		2
Salix caprea						+			
Betulaceae									
Betula pendula					3	2	2		2
Fagaceae									
Quercus robur		+			2				+
Juglandaceae									
Juglans regia							+		
Ulmaceae									
Ulmus glabra		+					1		1
Ulmus sp.					2				
Saxifragaceae									
Ribes nigrum-crispa							+		+
Platanaceae									
Platanus acerifolia									+
Rosaceae									
Pyrus sp.									+
Sorbus aucuparia									+
Crataegus monogyna									+
Rubus idaeus							2		+
Rubus caesius	+								+
Rubus sp.	+				1	1	+		1
Rosa canina					+				
Rosa sp.									+
Prunus cerasus		+			1	1			+
Prunus domestica		+							
Rubaceae									
Lamium angustifolium (L. vulg.)					1				1
Robinia pseudo-acacia			x		1	2	2		1
Colutea arborescens									+
Hamamelidaceae									
Hamamelis plantaginifolia			2			2			2
Aceraceae									
Acer negundo									+
Acer pseudoplatanus		+			2	1	+		1
Acer platanoides						1			
Acer sp.						1			
Hippocastanaceae									
Aesculus hippocastanum					1				+

Abb. 2: Reproduktion der die Holzgewächse betreffenden Seite der unpublizierten Liste „Zur Trümmerflora von Mittel- und Ostdeutschland (1945-1953)“ vom M. Militzer.

Fig. 2: Reproduction of the page about woody plants, part of the list regarding the flora of bombed sites in central and eastern Germany (1945-1953) by M. Militzer.

In jüngerer Zeit werden Vergleiche zwischen verschiedenen Städten verstärkt mit Hilfe der elektronischen Datenverarbeitung unter Anwendung fortgeschrittener statistischer Verfahren durchgeführt, so für Mitteleuropa (PYSEK 1993, 1998) und weltweit (ARONSON et al. 2014).

Nach Beendigung der Drucklegung erhielten wir erfreulicherweise Zugang zu Materialien aus dem Nachlass von Max Militzer; somit besteht Hoffnung, in einem späteren Beitrag weitere Auswertungen hinzufügen zu können.

Quelle: Datensammlung und Korrespondenz aus dem Nachlass von Max Militzer zu Trümmerflora deutscher Städte, Mappe mit 137 Seiten. Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz PF 300 154. D-02806 Görlitz.

Biographische Datensammlung

Geb. 23.1.1894 Freital bei Dresden, gest. 2.12.1971 Bautzen, Vater Landbriefträger;

Als Kriegsgefangener in Marokko, dann in der Schweiz interniert, wo er studierte. 1918 Lehrer, ab 1921 in Bautzen. Nach 1945 am Inst. für Landesforschung und Naturschutz in Halle/S;

Florist der Lausitz; hat als erster eine vergleichende Tabelle der Trümmerfloren von acht Städten aufgestellt (Halle, Nordhausen, Leipzig, Plauen, Chemnitz, Dresden, Bautzen, Berlin);

Herbar in Görlitz (GLM), 450 Belege von Militzer im Herbar Fiedler in LZ;

Biogr. Lit.: ULBRICHT (1965), FUNKE (1965), SCHÜTZE (1968), ANONYMUS (1971), MILITZER (1972; in demselben Heft zahlr. weitere Beiträge über Militzer von T. Schütze, H. Meusel, W. Hilbig, W. Dunger, W. Hempel und H. Funke), SCHÜTZE (1972), STAFLEU & COWAN (1981: 488-489), DUNGER (1986: 55), GUTTE (1990: 15).

Bibliographie adventivfloristischer Arbeiten

MILITZER, M. (1926): Amerikaner in der Lausitz. Ein Beitrag zur Adventivflora der Oberlausitz. – Kunst, Wissenschaft, Technik - Wissenschaftliche Beilage der Bautzener Nachrichten, Nr. 209, 215, 221, 227, 233, 239 in Nr. 36–41 (?). [n. v.]

MILITZER, M. (1932): Pflanzen als Kulturbegleiter, dargestellt an der Flora der Oberlausitz. Teil I-V. – Lausitzer Geschichtsblätter - Beiträge der Gesellschaft für Vorgeschichte und Geschichte der Oberlausitz zu Bautzen Band II, Nr. 2–6. Bautzen.

MILITZER, M. (1944): Zur Ruderalflora von Reichenberg. – Natur und Heimat (Aussig) 13: 27.

MILITZER, M. (1954): Hinweise auf Neufunde. e) Beobachtungen über Arten, die sich in Ausbreitung befinden. – Floristische Beiträge zur geobotanischen Geländearbeit in Mitteldeutschland (I). Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. R. 3 (4): 988.

MILITZER, M. (1954): Zum Auftreten der Büffelklette, *Solanum rostratum* Dunal. – Hessische Floristische Briefe 3 (36): 164. Offenbach a.M.

MILITZER, M. (1964): *Solanum nitidibaccatum* Bitter, der argentinische Nachtschatten - Irrgast und Neubürger. – Wiss. Z. Univ. Halle, Math.-Nat. R. 13: 663–664.

MILITZER, M. (1968): Oberlausitzer Neophyten als einstige Weinbaubegleiter. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 43: 9–16.

MILITZER, M. (1971): Zur Verbreitung synanthroper Arten in der Oberlausitz. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 11: 99–106. [n.v.]

Scheuermann, Richard (1873-1949)

Richard Scheuermann publizierte eine große Zahl an explizit adventivfloristischen Arbeiten. Im Ruhrgebiet wurde er in befreundeten Kreisen scherzhafterweise 'der Adventist' genannt (MÜLLER 1951). Scheuermann hat als erster explizit die Kategorie der eingeschleppten Vogelfutterpflanzen gebildet und von anderen Warenbegleitern unterschieden (in seinem Vorwort zu BONTE (1937), im Ansatz bereits 1926). Bei früheren Autoren findet man lediglich die Feststellung, dass einzelne Arten in Mitteleuropa gezielt als Vogelfutter angebaut werden und daraufhin unbeständig auftreten.

Biographische Datensammlung

Geb. 6.11.1873 Bützow, gest. 8.1.1949 Nordhausen (nach Angaben in posthumen Publ. 1954 und 1956 sowie BARTHEL & PUSCH (2005); dagegen Falschangabe 1.5.1946 bei BÖHMER (1968) und PERLICK (1968)), Vater Mühlenbesitzer;

1905 Eleve in der Postverwaltung, später Postpraktikant u. a. in Metz und Kiel, ab 1909 in verschiedenen Positionen in Hannover, 1922 Postrat, Stationen in Oppeln und Dortmund, dort 1932 Oberpostrat; 1934 aus politischen Gründen in den Ruhestand versetzt;

Florist (auch Bryologie), frühzeitig mit Schwerpunkt Adventivpflanzen; Mitarbeiter in BONTE (1930);

Herbar in Genf im Herbar Aellen (G-PAE), Einzelbelege in LUB und MSTR;

Biogr. Lit.: MÜLLER (1951), FIEDLER (1951), KOPPE (1964: 256), PERLICK (1968), BÖHMER (1968: 30-32), KELLNER (1981), STAFLEU & COWAN (1985: 143-144), BARTHEL & PUSCH (1999: 36f.), FRAHM & EGGERS (2001: 443), BARTHEL & PUSCH (2005).

Bibliographie adventivfloristischer Arbeiten

SCHEUERMANN, R. (1913): Beitrag zur Kenntnis der bei der Stadt Hannover und in ihrer Umgebung auftretenden Adventivpflanzen. – 4. und 5. Jahresbericht des Niedersächsischen Botanischen Vereins (Botanische Abteilung der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover): 65–85.

SCHEUERMANN, R. (1919): Beitrag zur Kenntnis der Adventivflora Hannovers. – 6. bis 11. Jahresbericht des Niedersächsischen Botanischen Vereins (Botanische Abteilung der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover), Geschäftsjahre 1913-1918: 62–80.

SCHEUERMANN, R. (1924): Die Ruderalflora Oberschlesiens. – Der Oberschlesier 6: 414–420.

SCHEUERMANN, R. (1925): Dritter Beitrag zur Kenntnis der Adventivflora Hannovers. – 69. bis 74. Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover über die Geschäftsjahre 1918/19 bis 1923/24: 54–66. Hannover.

SCHEUERMANN, R. (1926): Fremdlinge der Pflanzenwelt im Industriegebiet. – Heimatkalender für den Landkreis Dortmund 1926: 126–130.

SCHEUERMANN, R. (1926): Die Adventivflora des rheinisch-westf. Industriegebiets. – Sitzungsberichte herausgeg. v. Naturhistorischen Verein der preussischen Rheinlande und Westfalens 1925: D 50–57.

SCHEUERMANN, R. (1927): Der städtische Kehrriechtplatz. – Dortmunder Jahrbuch 2: 122–126. [n. v.]

-
- SCHEUERMANN, R. (1928): Die Pflanzenwelt der Kehrrihtplätze des rhein.-westf. Industriegebietes. – Sitzungsberichte herausgeg. v. Naturhistorischen Verein der preussischen Rheinlande und Westfalens 1927: D 10–28.
- SCHEUERMANN, R. (1930): Mittelmeerpflanzen der Güterbahnhöfe des rheinisch-westfälischen Industriegebietes. – Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der preußischen Rheinlande und Westfalens 86: 256–342 Bonn.
- SCHEUERMANN, R. (1930): Mittelmeerpflanzen der Güterbahnhöfe des rheinisch-westfälischen Industriegebietes. – Beiträge zur Landeskunde des Ruhrgebietes 3 (Adventivpflanzen im Ruhrgebiet): 121–207.
- SCHEUERMANN, R. (1930): Berichtigungen zur Adventivflora Hannovers. – 75. bis 80. Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover über die Geschäftsjahre 1924/25 bis 1928/29: 37–39. Hannover.
- SCHEUERMANN, R. & KRÜGER, H. (1933): Die einheimischen Gewächse der Güterbahnhöfe des rhein.-westf. Industriegebietes. – Repertorium Specierum Novarum Regni Vegetabilis, Beiheft 71: 100–126.
- SCHEUERMANN, R. (1934): Mittelmeerpflanzen der Güterbahnhöfe des rhein.-westf. Industriegebietes. I. Nachtrag. – Repertorium Specierum Novarum Regni Vegetabilis, Beiheft 76: 65–99.
- SCHEUERMANN, R. (1937): Einschleppung fremder Pflanzen. – Umschau in Wissenschaft und Technik 41 (38): 864–866.
- SCHEUERMANN, R. (1937): Vorwort (S. 107–112) sowie Bearbeitung der Fundliste. – In: BONTE, L. (1937): Beiträge zur Adventivflora des rheinisch-westfälischen Industriegebietes. 1930–1934. Mit einem Vorwort von R. Scheuermann (Nordhausen). – Decheniana 94: 107–142. Bonn.
- AELLEN, P. & SCHEUERMANN, R. (1937): Fünfter Beitrag zur Kenntnis der Adventivflora Hannovers. – Mitt. Florist.-Soz. Arbeitsgem. in Niedersachsen 3: 258–260.
- SCHEUERMANN, R. & WEIN, K. (1938): Die Gartenunkräuter in der Stadt Nordhausen. – Hercynia 1 (2): 232–264.
- SCHEUERMANN, R. (1940): Mittelmeerpflanzen der Güterbahnhöfe des rheinisch-westfälischen Industriegebietes. II. Nachtrag. – Repertorium Specierum Novarum Regni Vegetabilis, Beiheft 121: 131–156. Berlin.
- SCHEUERMANN, R. (1941): Die Pflanzen des Vogelfutters. – Natur am Niederrhein 17 (1): 1–13.
- SCHEUERMANN, R. (1942): Wesen und Entwicklung der Adventivfloristik. – Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover 92/93: 38–43.
- SCHEUERMANN, R. (1942): Der Anteil Südamerikas an der Adventivflora des Rheinisch-Westfälischen Industriegebietes. – Revista Sudamericana de Botanica 7: 25–65.
- SCHEUERMANN, R. (1948): Zur Einteilung der Adventiv- und Ruderalflora. – Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft 58: 268–276.
- SCHEUERMANN, R. (1956): Beitrag zur Adventivflora in Pommern. – Decheniana 108 (2): 169–196.

4. Ausblick und Aufruf zur Mitarbeit

Wir haben eine vorläufige Liste mit relevanten Botanikern zusammengestellt, die möglicherweise besonders frühe, besonders umfangreiche oder besonders wichtige Beiträge zur Adventivfloristik geliefert haben. Derzeit umfasst die Liste 41 Einträge: Aellen, Paul (1896-1973), Alpers, Ferdinand (fl. 1875-1905), Ascherson, Paul Friedrich August (1834-1913), Behrendsen, Werner (1863-1923), Bitter, Friedrich August Georg (1873-1927), Bonte, Ludwig (1860-1935), Bünger, Emil (1861-?), Büttner, Oscar Alexander Richard (1858-1927), Christiansen, Detlef Nikolaus (1879-1952), Engel, Horst (fl. 1949), Fiedler, Otto Albert (1880-1971), Herbst, J. (1873-?), Höck, Fernando (1858-1915), Höppner, Hans (1873-1946), Holzfuß, Ernst (1868-1943), Huth, Ernst (1845-1897), Hupke, Hans (1888-1976), Issler, Emil (1872-1952), Jacobasch, Ernst (fl. 1878-1900), Jauch, Friedrich (fl. 1938), Kernstock, Ernst (1852-1900), Klinsmann, Ernst Ferdinand (1794-1865), Kreh, Wilhelm (1884-1959), Kreuzpointner, J. B. (fl. 1869-1902), Lehmann, Eduard (1841-1902), Mayas, Georg Oscar Arthur (1880-1965), Mejer, Ludwig (1825-1895), Meyer, Kurt (fl. 1930-1937), Militzer, Max (1894-1971), Müller, Karl (1893-1955), Nägeli, Carl Wilhelm (von) (1817-1891), Pehr, Franz (1878-1946), Pfeiffer, Hans (1890-?), Preuss (Preuß), Hans (1879-1935), Probst, Rudolf (1855-1940), Scheuermann, Richard (1873-1949), Schmidt, Justus J. H. (1851-1930), Thellung, Albert (1881-1928), Vogeler, Friedrich (fl. 1933-1937), Wein, Kurt August (1883-1968), Zimmermann, Friedrich (1855-1928). Für knapp die Hälfte liegen uns bereits detaillierte biographische und bibliographische Daten vor. Uns ist bewusst, dass auch für die im Vorangegangenen bereits dargestellten fünf Botaniker noch manches Detail ergänzt werden könnte.

Damit das Vorhaben einer Sammlung von Bio-Bibliographien der Pioniere der Adventivfloristik gelingt, sind wir auf die Mitarbeit weiterer Botaniker angewiesen: Notwendig sind weitere intensive biographische und bibliographische Recherchen zu zahlreichen Adventivfloristen. Wir bitten darum alle Interessierten, sich bei uns zu melden. Wir denken, dass mit einem solchen Vorhaben eine erhebliche Lücke geschlossen werden kann, die in der adventivfloristischen Geschichtsschreibung besteht.

Danksagung

Für Auskünfte und Hinweise gilt unser Dank den folgenden Personen: Reinhard Böcker (Stuttgart), Dietrich Büscher (Dortmund), Günther Friedrich (Krefeld), Eckehart Johannes Jäger (Halle/Saale), Hans-Werner Otto (Bischofswerda), Hans-Helmut Poppendieck (Hamburg) und Gerhard Wagenitz (Göttingen). Für die Beschaffung schwer zugänglicher Literatur danken wir den Mitarbeitern der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg (Frankfurt am Main), der Bibliothek des Senckenberg Museums für Naturkunde und der Oberlausitzischen Bibliothek der Wissenschaften (beide Görlitz).

Literatur

- ANONYMUS (1971): Nachruf auf Max Militzer. – *Niederlausitzer Floristische Mitteilungen* 6: 67–68.
- ARONSON, M.F.J., LA SORTE, F.A., NILON, C.H., KATTI, M., GODDARD, M.A., LEPCZYK, C.A., WARREN, P.S., WILLIAMS, N.S.G., CILLIERS, S., CLARKSON, B., DOBBS, C., DOLAN, R., HEDBLUM, M., KLOTZ, S., KOIJMANS, J.L., KÜHN, I., MACGREGOR-FORS, I., McDONNELL, M., MÖRTBERG, U., PYSEK, P., SIEBERT, S., SUSHINSKY, J., WERNER, P. & WINTER, M. (2014): A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. – *Proceedings of the Royal Society B*, 281: 20133330.

-
- BARTHEL, K.-J. & PUSCH, J. (1999): Flora des Kyffhäusergebirges und der näheren Umgebung. – 465 pp. + Kartenbeilage. Jena (Ahorn-Verlag).
- BARTHEL, K.-J. & PUSCH, J. (2005): Die Botaniker des Kyffhäusergebietes. Ein Beitrag zur Geschichte der floristischen Erfassung Nord-Thüringens und Südwest-Sachsen-Anhalts. – 390 pp. Jena (Weissdorn-Verlag).
- BÖHMER, G. (1968): Mecklenburger im Rheinland und in Westfalen. Eine biographische Darstellung. – 180 pp. (Veröffentlichungen der Ostdeutschen Forschungsstelle im Landes Nordrhein-Westfalen, Reihe A, Nr. 14.) Dortmund.
- BONTE, L. (1930): Beiträge zur Adventivflora des rheinisch-westfälischen Industriegebietes, 1913-1927. – Beiträge zur Landeskunde des Ruhrgebietes 3 (Adventivpflanzen im Ruhrgebiet): 3-117.
- BONTE, L. (1937): Beiträge zur Adventivflora des rheinisch-westfälischen Industriegebietes. 1930-1934. Mit einem Vorwort von R. Scheuermann (Nordhausen). – Decheniana 94: 107-142. Bonn.
- BRANDES, D. (1989): Geographischer Vergleich der Stadtvegetation in Mitteleuropa. – Braun-Blanquetia 3 (1) - Spontaneous vegetation in settlements (Proc. IAVS Symposium 1988), Part 1: 61-67. Camerino.
- BRANDES, D. (2008): Bibliographie zur Eisenbahnvegetation. – 28 pp. [<http://www.digibib.tu-bs.de/?docid=00021885>]
- CHRISTIANSEN, W. (1952): D.N. Christiansen, * 10. 1. 1879, + 5. 5. 1952. – Die Heimat - Zeitschrift für Natur- und Landeskunde von Schleswig-Holstein und Hamburg 59: 213.
- DÜLL, R. & KUTZELNIGG, H. (1987): Punktkartenflora von Duisburg und Umgebung. – 2. Aufl.: 378 pp. Rheurdt.
- DUNGER, W. (1986): Die Sammlungen des Staatlichen Museums für Naturkunde Görlitz - Forschungsstelle. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums - Forschungsstelle - Görlitz 59, Suppl.: 1-72.
- ENGELHARDT, M. & SEYBOLD, S. (2009): Die Sammler von Farn- und Blütenpflanzen des Herbariums des Staatlichen Museums für Naturkunde in Stuttgart (STU). – Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 165 (2): 5-162.
- FIEDLER, O. (1951): Necrologia, Richard Scheuermann, 1873-1949. – Revista Sudamericana de Botanica 10: 29.
- FRAHM, J.-P. (1995): Lexikon deutscher Bryologen. – 187 pp. (Limprichtia 6).
- FRAHM, J.-P. & EGGERS, J. (2001): Lexikon deutschsprachiger Bryologen. – Neubearb.: 672 pp. Bonn (Selbstverlag J.-P. Frahm, Book-on-demand).
- FUNKE, H. (1965): Beiträge zur Geschichte der Floristik in Sachsen. – Berichte der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker, N.F. 5: 447-472.
- GUTTE, P. (1990): Das Leipziger Herbarium - Catalogus herbarii Lipsiensis. Plantae Neotropicae III: 1-21. Leipzig.
- HAAS, H. (1960): Wilhelm Kreh [Nachruf]. – Jahreshefte des Vereins für Vaterländische Naturkunde in Württemberg 115: 32-36. Stuttgart.
- HAMANN, U. & WAGENITZ, G. (1977): Bibliographie zur Flora von Mitteleuropa. – 2., erg. Aufl.: 373 pp. Berlin (Parey).

- HARDTKE, H.-J., KLENKE, F. & RANFT, M. (2004): Biographien sächsischer Botaniker. – 477 pp. (Berichte der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker, N.F. 19, Sonderheft.)
- HOLMGREN, P.K., HOLMGREN N.H. & BARNETT, L.C. (eds.) (1990): Index Herbariorum, Part I: The herbaria of the world. – 8th edition: X + 693 pp. (Regnum Vegetabile 120.)
- KASPEREK, G. (2008): Eine Bibliographie zur Klassifikation der Anthropochoren. – In: EVERS, C. (Ed.): Dynamik der synanthropen Vegetation. Festschrift für Prof. Dr. Dietmar Brandes. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 345–362. Braunschweig.
- KELLNER, K. (1981): Die floristische Erforschung der Südharzlandschaft um Nordhausen, 4. Teil. – Beiträge zur Heimatkunde aus Stadt und Kreis Nordhausen 6: 58–72.
- KÖPPEN, E. (1967): Krefelder Miniaturen: 249–251. Krefeld.
- KOHLER, A. & SUKOPP, H. (1964): Über die Gehölzentwicklung auf Berliner Trümmerstandorten. Zugleich ein Beitrag zum Studium neophytischer Holzarten. – Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 76: 389–406.
- KOPPE, F. (1964): Die Moose des niedersächsischen Tieflandes. – Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 36: 237–424.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. – 380 pp. Stuttgart (Ulmer).
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Mit Beiträgen von W. Rabitsch. – 2., wesentl. erw. Aufl.: 492 pp. Stuttgart (Ulmer).
- MILITZER, M. (1972): Lebenslauf (Selbstdarstellung aus dem Jahre 1963). – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 47 (9): 2–3.
- MÜLLER, T. (1951): Richard Scheuermann. – Westdeutscher Naturwart 2 (2): 45–49.
- PERLICK, A. (1968): Ost- und mittelalterliche [sic!] Vertreter der Naturwissenschaften in Dortmund. Ein Beitrag zur neuzeitlichen Gelehrten- und Bildungsgeschichte unserer Stadt. – Der Märker 17 (12): 201–211.
- POPPENDIECK, H.-H. (2011): Ein historischer Rückblick. – In: POPPENDIECK, H.-H. et al. (ed.): Der Hamburger Pflanzenatlas von a bis z. – Korr. u. erw. Fassung: 114–121. München.
- PYSEK, P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in Central European settlements. – Vegetatio 106: 89–100.
- PYSEK, P. (1998): Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. – Journal of Biogeography 25 (1): 155–163.
- SAUERWEIN, B. (1989): Stadtvegetation - Kritische Bibliographie. – 86 pp. (Notizbuch der Kasseler Schule 14.) Kassel.
- SCHOUW, J.F. (1823): Grundzüge einer allgemeinen Pflanzengeographie. – Aus dem Dänischen übersetzt vom Verfasser: 524 pp. + Anhänge. Berlin (Reimer).
- SCHRAETZ, E. (1996): Hans Höppner, der Botaniker des Niederrheins, und seine Bedeutung für den Naturschutz im Schwalm-Nette-Gebiet. – Natur am Niederrhein, N.F. 11 (1/2): 95–103.
- SCHROEDER, F.-G. (1969): Zur Klassifizierung der Anthropochoren. – Vegetatio XVI: 225–238.
- SCHÜTZE, T. (1968): Max Militzer 75 Jahre. – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 43 (6): 31–33.

-
- SCHÜTZE, T. (1972): Max Militzer 1894-1971. – Berichte der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker, N.F. 10: 11–14.
- STAFLEU, F.A. & COWAN, R.S. (1979): Taxonomic literature. A selective guide to botanical publications and collections with dates, commentaries and types. Volume II: H-Le. – 2nd ed.: 991 pp. (Regnum Vegetabile 98.)
- STAFLEU, F.A. & COWAN, R.S. (1981): Taxonomic literature. A selective guide to botanical publications and collections with dates, commentaries and types. Volume III: Lh-O. – 2nd ed. (Regnum Vegetabile 105.)
- STAFLEU, F.A. & COWAN, R.S. (1985): Taxonomic literature. A selective guide to botanical publications and collections with dates, commentaries and types. Volume V: Sal-Ste. – 2nd ed.: 1066 pp. (Regnum Vegetabile 112.)
- STEEGER, A. (1951): Hans Höppner, der Florist des Niederrheins. Abschiedsworte, gesprochen an seinem Grabe am 27. April 1946. – Der Niederrhein 18: 3–4.
- STENMANS, W. & SORG, M. (1996): Hans Höppners wissenschaftliche Arbeiten. Kommentiertes Verzeichnis seiner Veröffentlichungen zu Botanik, Entomologie, Naturschutz und Naturdenkmalpflege. – Natur am Niederrhein, N.F. 11: 137–145.
- SUKOPP, H. (2002): On the early history of urban ecology in Europe. – Preslia 74: 373–393. Praha.
- SUKOPP, H. (2003): Von den Anfängen der Phytodiversitätsforschung in Städten. Kurzfassung eines auf dem 5. Braunschweiger Kolloquium "Phytodiversität von Städte" am 31.10.2003 gehaltenen Vortrags. [<http://www.ruderal-vegetation.de/epub/sukopp.pdf>, Download 22 February 2013.]
- SUKOPP, H. (2004): Von der Trümmerflora zur Stadtbotanik. – Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 137: 23–28.
- SUKOPP, H. (2005): Geschichte der Stadtökologie. – In: MÜLLER, N. (Ed.): Biodiversität im besiedelten Bereich (CONTUREC 1): 93–100.
- SUKOPP, H. & SUKOPP, S. (2002): Von der Naturgeschichte in der Stadt zur Stadtökologie. – Verhandlungen zur Geschichte und Theorie der Biologie 8: 167–185. Berlin.
- SUKOPP, H. & WERNER, P. (1982): Nature in cities. A report and review of studies and experiments concerning ecology, wildlife and nature conservation in urban and suburban areas. – 94 pp. (Nature and Environment Series 28.) Strasbourg (Council of Europe, Comm. Conserv. Nat.).
- TANNERT, H. (1966): Die botanischen Sammlungen des Naturhistorischen Heimatmuseums in Lübeck. – Ber. Ver. Natur- und Heimat und Naturhist. Mus. Lübeck 7/8: 139–149.
- TREPL, L. (1990): Research on the anthropogenic migration of plants and naturalization. Its history and current state of development. – In: SUKOPP, H., HEJNY, S. & KOWARIK, I. (eds.): Urban ecology: 75–97. The Hague.
- ULBRICHT, H. (1965): Zum 70. Geburtstag von Max Militzer. – Berichte der Arbeitsgemeinschaft Sächsischer Botaniker, N.F. 5/6 (1): 285–287.
- WAGENITZ, G. (2003): Wörterbuch der Botanik. Die Termini in ihrem historischen Zusammenhang. – 2., erweiterte Auflage: 552 pp. Heidelberg (Spektrum).
- WAGENITZ, G. (2009): Die Erforscher der Pflanzenwelt von Berlin und Brandenburg. Bearb. v. G. Wagenitz unter Mitwirkung zahlreicher Mitglieder des Botan. Vereins von Berlin und

Brandenburg. – Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg, Beiheft 6: 157–556.

Autoren:

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Herbert Sukopp
Rüdesheimer Platz 10
14197 Berlin
E-mail: herbert.sukopp@tu-berlin.de

Dr. Gerwin Kasperek
Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg
Bockenheimer Landstraße 134-138
60325 Frankfurt am Main
E-mail: g.kasperek@ub.uni-frankfurt.de

Langzeitmonitoring der Vegetation über 52 Jahre im Hartholzauenwald (*Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924) im Haseder Busch (Landkreis Hildesheim)

Ilka Strubelt & Dietmar Zacharias

Zusammenfassung

Das Haseder Holz gilt als einer der am besten erhaltenen Hartholzauenwälder in Nordwestdeutschland. Durch die mit dieser Arbeit vorgelegten Untersuchungen konnten sein guter Zustand und seine überregionale Bedeutung bestätigt und durch Vegetationsaufnahmen belegt werden. Der Schutz und die Förderung seiner naturnahen Entwicklung sollten oberste Priorität haben, da das Haseder Holz ein wertvolles Relikt der ehemals verbreiteten Hartholzauenwälder darstellt.

Das Haseder Holz zeichnete sich durch eine hohe Vielfalt an lebensraumtypischen Arten aus. Auf Untersuchungsflächen von 400 m² kamen im Mittel 40 Pflanzenarten vor. Die wichtigsten kennzeichnenden Arten für Hartholzauenwälder des *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 kamen zumeist in hohen Stetigkeiten vor. Der Wald zeigte die für Auenwälder typische Schichtung mit einer dichten Strauch- und Krautschicht sowie lebensraumtypische Strukturen wie kleinere Flutmulden. Eine hohe Dichte und Vielfalt von Mikrohabitaten war vorhanden.

Innerhalb der 52 Jahre von 1960 bis 2012 wurde eine insgesamt hohe Konstanz des Artenbestandes und der Struktur festgestellt, wobei parallel ein kleinräumiger Wechsel in der Artenzusammensetzung über die Zeit festzustellen war. Es konnte eine Zunahme der Beschattung der Bodenvegetation abgeleitet werden. Dies zeigte sich in einer starken Zunahme von schattenverträglichen Arten wie *Mercurialis perennis* und *Paris quadrifolia*. Die Vielfalt der überschwemmungs- und wechselfeuchtezeigenden Arten (wie *Iris pseudacorus*, *Lysimachia nummularia*, *Phalaris arundinacea*) nahm ab, was auf Veränderungen im Wasserhaushalt bzw. in der Wasserdynamik im Haseder Holz hinweisen kann.

Durch den Status des Haseder Busches als Naturschutz- und FFH-Gebiet wurde eine naturnahe Entwicklung des Waldes festgeschrieben. Jegliche Schutzbemühungen sind jedoch in Bezug auf das Ziel von Erhaltung und Förderung des Hartholzauenwaldes als Ziel-Lebensraumtyp nur Erfolg versprechend, wenn die Innerste mit der Funktion des systembildenden Elementes erhalten bleibt. Ohne den aktuell durch den Aufstau der Innerste an der Haseder Mühle gesicherten hohen Wasserstand und die regelmäßigen Überflutungen könnte bei dem rezent stark veränderten Fluss der Auenwald nicht in seinem jetzigen Zustand erhalten bleiben.

Bei weiterhin natürlicher Entwicklung wird sich vermutlich ein von *Fraxinus excelsior* geprägter Auenwald mit *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Tilia cordata* und *Carpinus betulus* als Nebenbaumarten etablieren. *Quercus robur* kam im Haseder Holz auf den Dauerbeobachtungsflächen nur in der ersten Baumschicht und mit einigen wenigen Exemplaren in der Krautschicht vor. In der Strauchschicht und zweiten Baumschicht fehlte sie komplett. Sie zeigte demnach im Haseder Holz nahezu keine Naturverjüngung und wird ohne gezielte Förderung stark an Bedeutung verlieren. Soll *Quercus robur* als wichtige Art für viele an sie angepasste Tier- und Pflanzenarten hier erhalten bleiben, ist es notwendig durch Freistellung von Eichenkronen sowie Nachpflanzung junger Eichen mit anschließender Förderung steuernd einzugreifen. Da die Auswirkungen des Eschentriebsterbens bereits im Gebiet zu beobachten waren und vermutlich mit einem stark zunehmenden Absterben der Esche einhergehen werden, ist davon auszugehen, dass die Art ihre führende Rolle im System verlieren wird. Von den aktuell vorhandenen Baumarten dürfte hiervon vorrangig der Bergahorn profitieren.

Abstract

Long term monitoring of vegetation in the alluvial forest (*Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924) within the Haseder Busch (district Hildesheim) for over 52 years

The Haseder Holz is considered to be one of the most well-preserved alluvial forests in Northwest Germany. This research has resulted in evidence of its good condition and the supraregional importance of this forest. Because of it being a relic of these once widespread alluvial forests, the conservation and promotion of a natural development should take top priority.

The Haseder Holz was characterized by a high diversity of habitat typical species. The number of plant species on study sites, encompassing 400 m², averaged 40 species. The most important characteristic species for alluvial forest of the type *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 showed mostly high consistencies. The forest showed the for alluvial forest typical layers with a dense shrub and herb layer as well as typical structures such as flood channels. A high abundance and diversity of microhabitats was apparent.

The species stock and the structure showed a high consistency during the 52 years from 1960 to 2012. However, on a more local, smaller scale changes regarding species composition were visible. It was deduced that the shading of the ground vegetation had increased during the 52 years. This is evident due to an increase of shade-tolerant species such as *Mercurialis perennis* and *Paris quadrifolia*. The diversity of indicator species for flooding and periodical wetness (such as *Iris pseudacorus*, *Lysimachia nummularia*, *Phalaris arundinacea*) had decreased, which can indicate changes in the water balance and dynamics of the Haseder Holz.

Because of its designation as a national nature reserve and Natura 2000 site under the Habitats Directive, a natural development of the Haseder Holz has become possible. All efforts towards conservation of this alluvial forest can only be productive if the Innerste as a system-forming element is conserved. Without the ensured high water level due to the damming at the Haseder Mühle (Haseder mill) and the periodical floods the forest cannot be preserved in its current state.

Without human intervention the area will probably show more development towards a *Fraxinus excelsior* affected alluvial forest with *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Tilia cordata* and *Carpinus betulus* as additional species. On the permanent plots *Quercus robur* was only present in the first tree layer and with a few individuals in the herb layer. It is completely missing in the shrub and the second tree layer. This means *Quercus robur* has not shown natural regeneration here, and, without specific promotion, *Quercus robur* will lose its importance in the Haseder Holz. In order to conserve the oak in this area opening the canopy around the oaks as well as planting and nurturing young oaks will be indispensable. Due to the fact that the effects of the ash dieback were visible in this area it can be assumed that the ash will lose its leading role. Of the existing tree species the sycamore maple will probably benefit most.

Keywords: *Alno-Ulmion*, dynamic, microhabitats, *Paris quadrifolia*, permanent plots, *Quercus robur*.

1. Einleitung

Langzeituntersuchungen der Flora und Vegetation mit reproduzierbarem Raumbezug stellen eine wesentliche Grundlage für das Erkennen und die Interpretation von dynamischen Prozessen in Pflanzenbeständen dar und sind darüber hinaus essentielle Grundlage für die Ableitung von Prognosen der zukünftigen Entwicklung (BRANDES 2010, BLÜML et al. 2012).

Flussnahe Gebiete unterliegen schon seit Jahrhunderten dem menschlichen Einfluss, sodass es nur noch wenige natürliche Auenökosysteme gibt (z. B. DIERSCHKE 2008; DISTER 1985; DRESCHER 1985, ELLENBERG 1996, NLWKN 2009, REICHHOLF-RIEHM 1993, ZACHARIAS 2003). Die natürlich vorkommenden Wälder in den Auen sind azonale Waldgesellschaften, die den wechselnden Bedingungen durch die Dynamik in den Flussauen ausgesetzt sind. Waldgebiete der Auen stellen somit zeitlich und räumlich dynamische Systeme mit mosaikartig wechselnden Pflanzengesellschaften dar (KAISER & ZACHARIAS 2003). Sie müssen zeitweilige Überschwem-

mungen überstehen und Trockenperioden, wenn der ansonsten hohe Grundwasserpegel absinkt. Diesem Wechsel an Faktoren steht die gute Nährstoffversorgung gegenüber, die bei der Flussaue so hoch ist wie an keinem anderen natürlichen Standortskomplex. Durch jede Überflutung wird der Boden mit zusätzlichen Nährstoffen versorgt (BECKER & LAHMER 2004, ELLENBERG 1996). Auen zählen dadurch zu den produktivsten Ökosystemen (BRUNOTTE et al. 2009, REICHHOLF-RIEHM 1993). Das im rezenten Überschwemmungsgebiet des Harzflusses Innerste gelegene Haseder Holz im Naturschutzgebiet Haseder Busch im Landkreis Hildesheim ist ein hervorragendes Beispiel dieser Hartholzauenwälder.

Verschiedene anthropogene Einflüsse (Flussvertiefungen, -begradigungen, Grundwasserabsenkungen, Ackerbau, Siedlungen, Verkehrswege et cetera) haben die natürlichen Auwälder zum Weichen gezwungen. Auwälder, die heute noch regelmäßig überschwemmt werden, sind selten geworden, sodass den noch existierenden eine besondere Bedeutung zukommt (z.B. DIERSCHKE 2008, DISTER 1985, DRESCHER 1985, ELLENBERG 1996, NLWKN 2009, REICHHOLF-RIEHM 1993, ZACHARIAS 2003). Hartholzauenwälder sind in der europäischen FFH-Richtlinie (1992) unter dem Lebensraumtyp 91F0 als Lebensraumtypen mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen gelistet (NLWKN 2009). In der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands sind die Hartholzauenwälder (Eichen-Ulmen-Auenwald, *Quercus-Ulmetum*) als vom Verschwinden bedroht eingestuft (RENNWALD 2000) und per Gesetz (BNatSchG § 30; NNatG § 28 a) als besonders schutzwürdig festgelegt. In Deutschland beträgt die Gesamtfläche der Flussauen (der Flüsse mit einem Einzugsgebiet von mindestens 1000 km²) etwa 15.000 km² (4,4 % der Fläche Deutschlands). Davon kann jedoch nur noch etwa ein Drittel bei großen Hochwasserereignissen überhaupt überschwemmt werden (rezente Flussauen). Zwei Drittel der ehemaligen Flussauen hat der Mensch durch Maßnahmen wie Deichbau bereits vom natürlichen Überflutungsregime abgeschnitten. Von den rezenten Flussauen können weniger als 1 % als „sehr gering verändert“ eingestuft werden, 90 % sind „deutlich bis sehr stark verändert“ (Abb. 1) (BRUNOTTE et al. 2009).

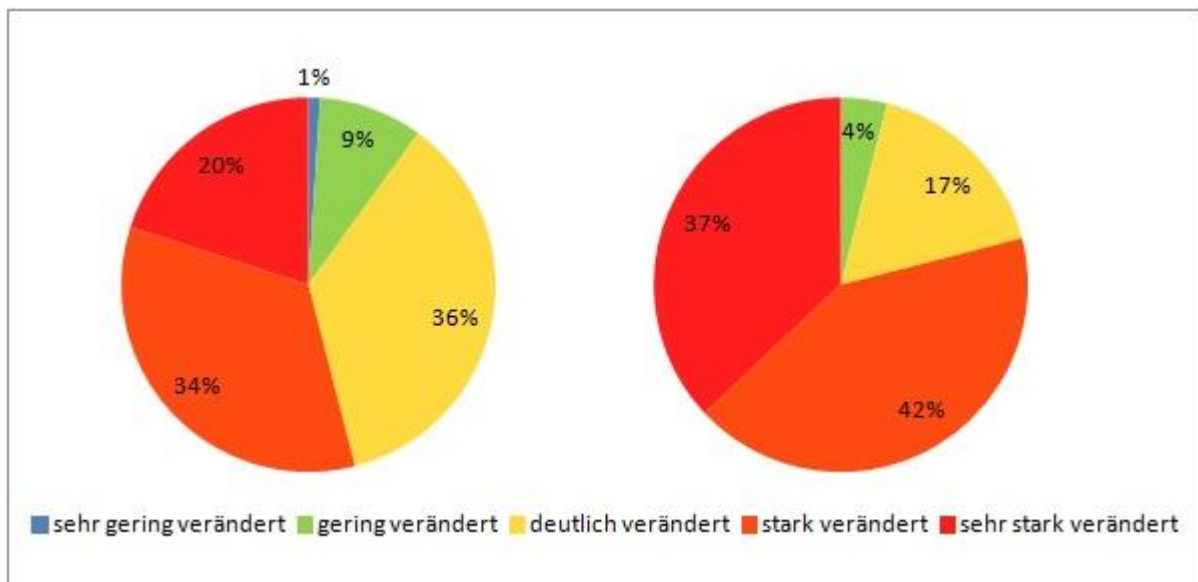


Abb. 1: Verteilung der Auenzustandsklassen für alle bewerteten Abschnitte der rezenten Flussauen (links) und der Altauen (rechts) (verändert nach BRUNOTTE et al. 2009).

Fig. 1: Distribution of the status classes for floodplains in the evaluated sections of extant floodplains (left) and fossil floodplains (right) (changed after BRUNOTTE et al. 2009).

Auch in Niedersachsen gehören sie zu den am stärksten gefährdeten Lebensraumtypen. Der Bestand in Niedersachsen wurde 2007 auf 1030 ha geschätzt (NLWKN 2009).

Einer dieser noch bestehenden alten Hartholzauenwälder, der noch regelmäßig überschwemmt wird (zuletzt im Mai 2013), findet sich in der Nähe der Stadt Hildesheim im Naturschutzgebiet Haseder Busch (Abb. 2). Er gilt als einer der artenreichsten und am besten erhaltenen Hartholzauenwälder in Nordwestdeutschland (DAHL & MONPETAİN 1980, NLWKN 2009, ZACHARIAS 2003). Der Wald liegt in der Aue der Innerste, die durch ein Wehr an der Großen Mühle in Hasede seit etwa 800 Jahren gestaut wird, sodass der hieraus resultierende hohe Wasserstand im Haseder Busch auenwaldtypische hydrologische Verhältnisse darstellt (ZACHARIAS 2003).



Abb. 2: Überschwemmung im Haseder Holz im Mai 2013.

Fig. 2: Flood in the Haseder Holz in May 2013.

Im Hartholzauenwald Haseder Holz im Haseder Busch wurden 1960 vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF) eingerichtet und erstmalig vegetationskundlich untersucht (MONTAG 1960). Im Jahr 2002 und 2012 wurden Wiederholungsaufnahmen durchgeführt (ZACHARIAS 2002, STRUBELT 2012). Da zwischen den Vegetationsaufnahmen 52 Jahre liegen, liefern sie wichtige Informationen über die natürliche Entwicklung und Dynamik dieses Ökosystems. Solche Zeitreihenuntersuchungen gibt es bislang nicht für Auenwälder. Diese Informationen sowie die Ergebnisse weiterer Untersuchungen, die Aufschluss über den aktuellen Zustand des Haseder Holzes und die Entwicklung liefern sollten, werden in der hier vorgelegten Arbeit dargestellt.

Dies beinhaltet die folgenden Punkte:

- Dokumentation des *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 als rezente Hartholzauenwaldgesellschaft im Haseder Holz durch 19 Vegetationsaufnahmen
- Darstellung der Dynamik von Flora und Vegetation durch die Untersuchung von 19 vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1960, 2002 und 2012
- Beleg der rezenten Strukturvielfalt der Waldbestände in Bezug auf Mikrohabitate, Totholz und Stärkenverteilung sowie Dichte der Gehölze
- Darstellung der Dynamik der Baumartenzusammensetzung mit einem Fokus auf *Quercus robur* als kennzeichnende Baumart von Hartholzauenwäldern
- Darstellung der Dynamik der Mikroareale von *Paris quadrifolia* und *Mercurialis perennis*
- Diskussion der standörtlichen Dynamik in Bezug auf abiotische Faktoren

2. Gebietsbeschreibung

2.1. Lage und Beschreibung

Das 48,6 ha große Naturschutzgebiet (NSG H 053) Haseder Busch liegt am westlichen Ortsrand von Hasede im Landkreis Hildesheim etwa 3 km nordwestlich der Stadt Hildesheim (Messstischblattquadrant 3825) (Abb. 3) (DAHL & MONPETAİN 1980; ZACHARIAS 2003) [URL 1]. Das Gebiet liegt auf etwa 70 m über NN und ist weitestgehend eben.

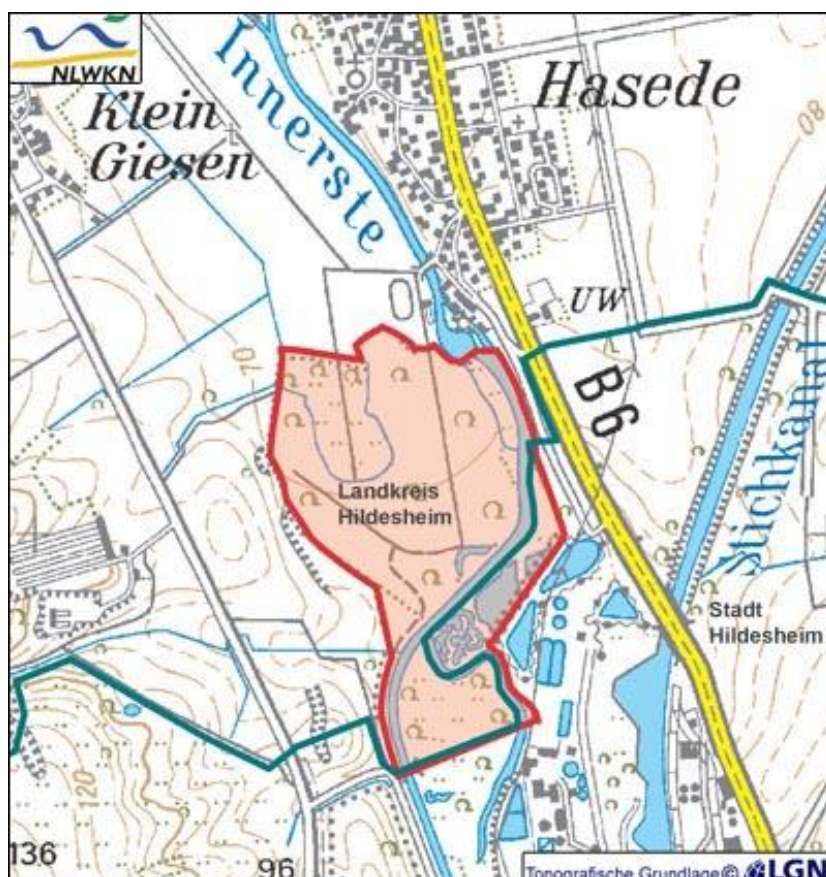


Abb. 3: Übersichtskarte des Schutzgebietes Haseder Busch (rot markiert). Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN [URL 1].

Fig. 3: Site map of the nature reserve Haseder Busch (red marked). With kind permission of NLWKN [URL 1].

Den Kern des Naturschutzgebietes bildet der etwa 24 ha große Hartholzauenwald Haseder Holz (WISSMANN 1997, ZACHARIAS 2003). Zum NSG gehören weiter kleinere Grünlandbereiche wie das sogenannte Meer, der Müllergarten, die Sauerei und der Bungenpfuhl (Abb. 4). Durch das Gebiet fließt auf etwa einem Kilometer Länge die Innerste, welche mit ihrem Altarm sowie dem eigentlichen Flussverlauf das Haseder Holz nach Osten begrenzt (DAHL & MONPETAİN 1980, ZACHARIAS 2003). Nördlich des Gebietes liegt die Große Mühle in Hasede, welche mit ihrem Wehr die Innerste seit etwa 800 Jahren aufstaut. Durch diesen erhöhten Wasserstand finden sich im Haseder Busch hydrologische Verhältnisse, wie sie vermutlich für diesen Auenwald vor Einflussnahme durch den Menschen typisch waren (ZACHARIAS 2003). In der Verordnung des Naturschutzgebietes (§ 3 (2)) von 1974 ist verankert, dass jede Senkung des erhöhten Wasserstandes (mindestens NN + 69,442 m) einer vorherigen Genehmigung bedarf (REGIERUNGSPRÄSIDENT IN HILDESHEIM 1974).



Abb. 4: Amtliche Verordnungs-karte zum Naturschutzgebiet Haseder Busch. Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN [URL 1].

Fig. 4: Official map of the nature reserve Haseder Busch. With kind permission of NLWKN [URL 1].

2.2. Naturräumliche Landschaftseinheit

Der Haseder Busch befindet sich im Naturraum Niedersächsische Börden (NLWKN 2009). Direkt westlich und südlich verläuft die Grenze zum Innerste-Leinebergland (GARVE 2004, SCHMIDT et al. 2011).

2.3. Innerste

Die Innerste entspringt auf der Clausthaler Hochfläche bei etwa 560 Metern über dem Meeresspiegel. Nach etwa 90 km mündet sie bei Ruthe in die Leine als deren größter Nebenfluss. Ihr Einzugsgebiet beträgt 1260 km². Die Gewässerguteklasse der Innerste in den Staubereichen und nördlich von Hildesheim bis zur Mündung in die Leine entspricht 2-3 (mäßig-kritisch belastet) (HÖXTER 2003 WEBER 2003). Diese Belastung lässt sich auf die landwirtschaftliche Nutzung von umliegenden Flächen zurückführen (WEBER 2003).

2.4. Geologie und Boden

Der Boden im Naturraum Niedersächsische Börden ist geprägt durch eine bis zu zwei Meter dicke Lössdecke, die aus dem Weichsel-Glazial stammt (KROLL 2003). Über mehrere Tausend Jahre führten starke Regenfälle und die Schneeschmelze im Harz zu Überschwemmungen im Innerstetal. Die vom Wasser angespülten Bodenpartikel verschiedener Korngrößen sowie der Löss lagerten sich im Mittel- und Unterlauf des Flusses ab. Über Jahrtausende entstand so eine ein bis zwei Meter dicke Schicht Auenlehm. Auenlehm zeichnet sich durch einen hohen Gehalt an Tonmineralien und durch eine hohe Fruchtbarkeit aus. Bei einem hohen Grundwasserstand bilden sich Gleyböden aus (KROLL 2003). Der Haseder Busch befindet sich auf solch einem aus nährstoffreichem, sandig-tonigem Auenlehm bestehenden Gleyboden mit hochanstehendem, kalkreichem Grundwasser (DAHL & MONPETAINE 1980). Der Grundwasserstand liegt im Frühjahr nahe der Oberfläche und kann im Sommer bis zu einem Meter absinken (ZACHARIAS 2003).

Durch das Relief im Haseder Holz bedingt gibt es kleine Flutrinnen und Mulden, die ebenso wie randliche Gräben z. T. nur periodisch trocknen (ZACHARIAS 2003).

2.5. Klima

Der Bereich um Hildesheim wird dem niedersächsischen Binnenklimatyp zugeordnet. Es herrscht ein feucht-gemäßigtes Klima im Übergang vom subatlantischen zum subkontinentalen Klimabereich (WEBER 2003). Die Jahresdurchschnittstemperatur im 3 km südlich gelegenen Hildesheim beträgt 8,9 °C. Der wärmste Monat ist der Juli mit durchschnittlich 17,0 °C und der kälteste der Januar mit 0,8 °C. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 696,4 mm, wobei im Juli der meiste (80,5 mm) und im Februar der wenigste (42,5 mm) Niederschlag verzeichnet wurde. Die durchschnittliche Sonnenscheindauer beträgt im etwa 30 km nördlich gelegenen Hannover 1501,6 Stunden pro Jahr. Die meisten Sonnenstunden weist der Juni auf mit 208,0 und die wenigsten der Dezember mit 33,5 Stunden [URL 6]. Alle angegebenen Werte sind Mittelwerte aus dem Zeitraum 1961 bis 1990.

2.6. Schutzstatus

Der Haseder Busch wurde im Jahr 1960 als Landschaftsschutzgebiet und 1974 als Naturschutzgebiet ausgewiesen [URL 1]. Schutzziel bezüglich des Haseder Holzes ist die Erhaltung eines natürlichen Auenwaldes (DAHL & MONPETAIN 1980).

Im Rahmen der Umsetzung der FFH-Richtlinie der EU wurde der Haseder Busch zusammen mit drei anderen Bereichen zum 742 ha großen FFH-Gebiet 115 „Haseder Busch, Giesener Berge, Gallberg, Finkenberg“ ausgewiesen [URL 1]. Der Hartholzauenwald im Haseder Busch gilt als eine der Kernflächen dieses FFH-Gebietes. Aufgrund ihrer Seltenheit und großen Gefährdung sind die Eichen-Ulmen-Eschen-Auenwälder in der FFH-Richtlinie (1992) als europaweit zu schützende Lebensraumtypen gekennzeichnet (z. B. NLWKN 2009, ZACHARIAS 2003).

Im Haseder Busch sind nach § 3 (1) c) der Naturschutzgebietsverordnung Kahlschläge verboten. Allerdings bleibt nach § 5 b) „die forstwirtschaftliche Nutzung des Waldes in stammweiser bis horstweiser Nutzung mit den Baumarten der natürlichen Vegetation“ erlaubt (REGIERUNGSPRÄSIDENT IN HILDESHEIM 1974).

2.7. Zuständigkeiten, Besitzverhältnisse und aktuelle Nutzung

Zuständig für das NSG Haseder Busch sowie für das FFH-Gebiet ist die Untere Naturschutzbehörde Hildesheim. Für das FFH-Monitoring zuständig ist das NLWKN. Der Haseder Busch ist unterteilt in 80 Flurstücke, die auf 50 Eigentümer verteilt sind. Drei Flurstücke gehören mittlerweile dem Land Niedersachsen. Diese sollen sich ohne Nutzung entwickeln können („Nullnutzungsflächen“) (UNTERE NATURSCHUTZBEHÖRDE HILDESHEIM 2011). Die Flächen im Privatbesitz wurden in den letzten Jahrzehnten nur sehr extensiv genutzt. Dies beinhaltet die Entnahme von Einzelstämmen sowie die Brennholzgewinnung auf jeweils kleineren Teilflächen. Bäume wurden nur vereinzelt nachgepflanzt. Vor der Ausweisung als Naturschutzgebiet wurden in größerem Umfang vor allem im Westteil des Gebietes alte Eichen geschlagen (DAHL & MONPETAIN 1980).

2.8. Biotop- und Lebensraumtyp

Der Hartholzauenwald im Haseder Busch wird dem Biotoptyp 1.8.1 Hartholzauewald im Überflutungsbereich (WHA) zugeordnet (DRACHENFELS 2011) [URL 2]. Hinsichtlich der FFH-Lebensraumtypen gehört er zum Typ 91F0 „Hartholzauewälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*)“ (vorher: Eichen-Ulmen-Eschen-Mischwälder am Ufer großer Flüsse) (NLWKN 2009). Die für Hartholzauenwälder typischen Übergänge zu Erlenbruchwäldern nährstoffreicher Standorte (WAR) treten mosaikartig auf (KAISER & ZACHARIAS 2003, ZACHARIAS 2003).

2.9. Naturschutzfachliche Bedeutung, Vegetation

Der Hartholzauenwald im Haseder Busch gilt als einer der am besten erhaltenen in Nordwestdeutschland (DAHL & MONPETAİN 1980, ZACHARIAS 2003). Dass das Gebiet noch periodisch vom Fluss Innerste überschwemmt wird, ist hierbei ein besonders wertgebendes Kriterium. Es handelt sich um einen historisch alten Waldstandort. So hat er eine große Bedeutung als charakteristisches Beispiel für die Ausprägung und natürliche Entwicklung naturnaher Auwälder. Es finden sich wichtige Strukturen in Form alter starker Bäume mit Totholzanteilen sowie bereits toter Bäume (Abb. 5 und 6). Diese Strukturen bieten Lebensraum für xylobionte Insekten, Pilze oder Moose (z. B. GÜRLICH 2009, MÜLLER-USING & BARTSCH 2003, WINTER & MÖLLER 2008, ZACHARIAS 2003).



Abb. 5 und 6: Strukturen (Totholz, Habitatbäume) im Haseder Holz.

Fig. 5 and 6: Structures (deadwood, habitat trees) in the Haseder Holz.

Dem Wald kommt auch dadurch eine besondere Bedeutung zu, dass er als einer der artenreichsten Wälder in Niedersachsen gilt. Bisher wurden in ihm 180 Arten an Farn- und Blütenpflanzen festgestellt (ZACHARIAS, 2003). Darunter finden sich auch floristische Besonderheiten wie der Kleine Gelbsterne (*Gagea minima*), der in Niedersachsen sehr selten und vom Aussterben bedroht ist (Abb. 7), die gefährdete Grüne Nieswurz (*Helleborus viridis*) (Abb. 8) (GARVE 2004) oder das Große Zweiblatt (*Listera ovata*) (Abb. 9).

Der Haseder Busch ist nicht nur naturschutzfachlich von hoher Bedeutung sondern auch als Naherholungsgebiet. Es herrscht ein breiter Konsens in der Bevölkerung über die Bedeutung und den hohen Erhaltungswert des Gebietes (ZACHARIAS 2003).



Abb. 7: Kleiner Gelbstern (*Gagea minima*) im Haseder Holz.

Fig. 7: *Gagea minima* in the Haseder Holz.



Abb. 8: Grüne Nieswurz (*Helleborus viridis*).

Fig. 8: *Helleborus viridis* in the Haseder Holz.



Abb. 9: Großes Zweiblatt (*Listera ovata*).

Fig. 8: *Listera ovata* in the Haseder Holz.

3. Material und Methoden

3.1. Vegetationsaufnahmen

Im Haseder Holz wurden im Jahr 1960 19 Vegetationsaufnahmen nach einer standardisierten Untersuchungsmethode nach BRAUN-BLANQUET (1964, Zusammenfassung in DIERSCHKE 1994, TREMP 2005) angefertigt und ihre Lage in einer Karte markiert (Abb. 10, MONTAG 1960). Die Größe der Aufnahmeflächen betrug 400 m². Die verschiedenen Schichten des Waldes wurden in ihrer Höhenabstufung getrennt und ihre jeweilige Gesamtdeckung in Prozent geschätzt. Weiter wurden die auf einer Fläche vorkommenden Arten nach Schichten getrennt erfasst und ihre Artmächtigkeit bestimmt (Tab. 1). Die Aufnahmen wurden im späten Frühling angefertigt (17. Mai 1960 - 2. Juni 1960).

Diese Flächen wurden im Jahr 2002 und 2012 erneut nach derselben Methode aufgenommen (ZACHARIAS 2002, STRUBELT 2012). Der Zeitpunkt der Aufnahmen 2002 war ebenfalls der späte Frühling (10. Mai 2002 bis 21. Juni 2002). 2012 erfolgten die Aufnahmen ebenfalls im Frühling (16. – 23. April 2012). Die geschätzten Deckungswerte der Baumschicht wurden Ende Mai überprüft und gegebenenfalls korrigiert. Die Nomenklatur der Pflanzenarten richtet sich nach GARVE (2004). Die Daten wurden mittels der Programme Microsoft Office Excel sowie VEGEDAZ [URL 4] digitalisiert.

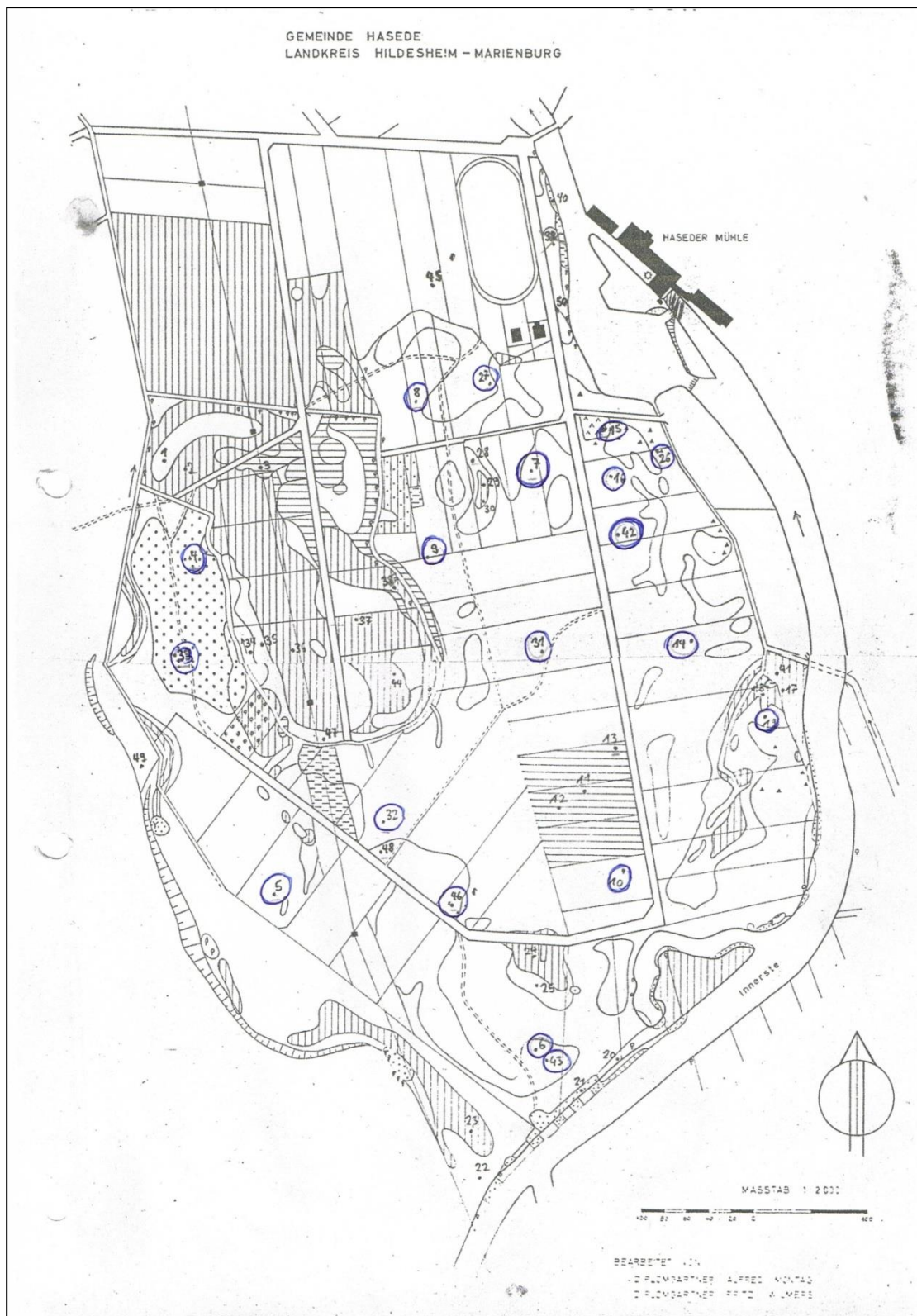


Abb. 10: Übersichtskarte vom Haseder Busch mit Lage der einzelnen Dauerbeobachtungsflächen (blau eingekreist). Karte: Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

Fig. 10: Site map of the Haseder Busch with the position of each permanent plot (blue marked). Map: With kind permission of NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

Tab. 1: Skala zur Abschätzung von Artmächtigkeiten (BRAUN-BLANQUET 1964).

Table 1: Scale to estimate species cover-abundance value (BRAUN-BLANQUET 1964).

Skala	Individuen	Deckung
r	1	< 5 %
+	2-5	< 5 %
1	6-50	< 5 %
2	beliebig	5 - < 25 %
3	beliebig	25 - < 50 %
4	beliebig	50 - < 75 %
5	beliebig	75 – 100 %

3.2. Untersuchungen abiotischer Parameter

3.2.1. pH-Wert des Oberbodens

Der pH-Wert des Oberbodens wurde für jede der 19 Aufnahmeflächen bestimmt. Hierzu wurde auf jeder Fläche an 20 Stellen die organische Auflage entfernt und eine Schaufelspitze Oberboden entnommen und in einer beschrifteten Plastiktüte zu einer Mischprobe vermengt.

Der pH-Wert wurde im Labor nach einer standardisierten Methode bestimmt (ROWELL 1997). Zur Herstellung einer 0,01 molaren Calciumchloridlösung wurden 1,47 mg Calciumchlorid-Dihydrat in 1 L Wasser gelöst. Um homogenisierte Feinbodenproben zu erhalten, wurden die Bodenproben durch ein Sieb mit 2 mm Maschenweite gesiebt. Von jeder Probe wurden 10 (\pm 0,01) g abgewogen und in 50 mL Plastikflaschen gefüllt. Dazu wurden je 40 mL der 0,01 M Calciumchloridlösung gegeben. Anschließend wurden die Proben für 30 Minuten auf einem Schüttler bei 200 RPM geschüttelt und danach 30 Minuten zum Absetzen stehen gelassen. Der pH-Wert wurde mit einer kalibrierten Glaselektrode (HACH HQ40d multi 2) bestimmt. Für die in 0,01 M CaCl_2 gemessenen pH-Werte von Böden gibt es folgende Einstufung (BLUME et al. 2010):

pH 6,0 bis 6,9: schwach sauer

pH 7,0: neutral

pH 7,1 bis 8,0: schwach alkalisch

3.2.2. Grundwasserstand

Am 03. Mai 2012 wurde auf jeder der 19 aufgenommenen vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen mit einem Edelman-Sandbohrer so tief gebohrt, bis der Grundwasserspiegel erreicht war. Das Loch wurde mit einem Joghurtbecher verschlossen und mit Stöckern abgedeckt, damit es keine Falle für kleine Lebewesen darstellte. Etwa 24 Stunden später wurde mittels Zollstock und Stirnlampe der Grundwasserstand unter der Oberfläche gemessen.

3.3. Strukturierung

3.3.1. Habitatstrukturen

Für 14 der Dauerbeobachtungsflächen (insgesamt 5600 m²) wurden die Habitatstrukturen an jedem stehenden Stamm (tot und lebendig) mit einem Bruthöhendurchmesser (BHD) > 7 cm bestimmt sowie die Stämme einer Klasse zugeordnet. Es wurden auch die Habitatstrukturen an toten liegenden Objekten (ab einem Durchmesser von 20 cm) bestimmt. Diese flossen jedoch nicht mit in die Auswertung hinein, da das liegende Totholz nach Ansicht der Autoren als eigene Struktur zu verstehen ist. Erfasst wurden jeweils die Art, die Höhe, der BHD sowie die Klasse des Stammes. Als Grundlage für die Klassenzuordnung diente der „Schlüssel zur Klassifikation der oberirdischen Gehölzobjekte des Derbholzbestandes“ (MEYER 2007) (Tab. 2). Die Habitatstrukturen wurden entsprechend einer Tabelle von WINTER & MÖLLER (2008) (Tab. 3) sowie einer der NW-FVA bestimmt (verändert nach MEYER 2007) (Tab. 4). Zusätzlich zu den sechs Strukturen der NW-FVA wurden bei dieser Methodik noch die Klassen LS(v) (Kronenverlust \geq 25 %), LS (Kronenverlust 100 %) sowie die Wurzelteller als Strukturtyp gewertet (Tab. 4). Die Anzahl an Habitatstrukturen jeder Fläche wurde auf einen Hektar hochgerechnet und anschließend gemittelt. So ergab sich der Wert der Habitatstrukturen pro Hektar. Außerdem wurde die mittlere Anzahl an Habitatstrukturen an einem Stamm für die unterschiedlichen Baumarten sowie – sofern vorhanden – für die unterschiedlichen Stärkeklassen einer Baumart bestimmt. Die Einteilung in Stärkeklassen geschah leicht verändert nach DRACHENFELS (2011) in Stangenholz (BHD 5 - < 20 cm), schwaches bis mittleres Baumholz (BHD 20 - < 50 cm), starkes Baumholz (BHD > 50 cm).

3.3.2. Totholz

Als Totholz werden abgestorbene Bäume und abgebrochene Starkäste mit einem Durchmesser von > 30 cm bei Weichlaubholz und > 50 cm bei Hartlaubholz sowie einer Höhe bzw. Länge von > 3 m gewertet. Der Durchmesser entspricht bei stehenden Bäumen dem BHD; bei liegenden Baumteilen wird am stärksten Ende gemessen (BFN 2010). Im Haseder Holz wurden auf der kompletten Waldfläche die Totholzelemente gezählt und vermessen.

3.4. Entwicklungsphasen von *Quercus robur*

Um den Zustand und die Entwicklung der Stieleichen im Haseder Holz zu detektieren, wurde auf etwa der Hälfte der Waldfläche von jeder lebenden Stieleiche der BHD kreuzweise mittels einer 100 cm-Kluppe erfasst. Anschließend wurden die BHD den unterschiedlichen Baumentwicklungsphasen zugeordnet (BFN 2010):

- Phase 1: Blöße – Stangenholz BHD < 13 cm
- Phase 2: geringes Baumholz BHD 13 - < 35 cm
- Phase 3: mittleres Baumholz BHD 35 - < 49 cm
- Phase 4: starkes Baumholz BHD 49 - < 70 cm
- Phase 5: sehr starkes Baumholz BHD > 70 cm

Tab. 2: Schlüssel zur Klassifikation der oberirdischen Gehölzobjekte des Derbholzbestandes (LKL = Vitalitätsklasse, PKL = Positionsklasse, KKL = Klasse Baumkomponenten) (MEYER 2007).

Table 2: Key for classification of above-ground woods in the thickwood stand (LKL = vitality class, PKL = position class, KKL = tree component class) (MEYER 2007).

Nr.	Kriterien	Klassenzuordnung			Weiter zu Nr.
		LKL	PKL	KKL	
1	Objekt eindeutig lebend	L			3
	Nicht so				2
2	Objekt eindeutig tot	T			5
	Keine eindeutige Zuordnung	A			3
3	Senkrecht stehend (≥ 10 Gon zur Horizontalebene)	L/A	S		4
	Liegend (< 10 Gon zur Horizontalebene)	L/A	L		4
4	Keine relevanten Kronen- und/oder Starkastverluste (< 25 % der Krone)	L/A	S/L	v	-
	Relevante Kronen- und/oder Starkastverluste (≥ 25 % der Krone) WICHTIG: darunter ist nicht das Zurücktrocknen unterständiger Bäume zu verstehen, diese werden als LSV verschlüsselt	L/A	S/L	(v)	-
5	Senkrecht stehend (s. o. 3)*	T	S		7
	Liegend (s. o. 4)	T	L		7
7	Baumkomponenten (Wurzel, Stamm(stück), Krone) unterscheidbar	T	L		8
	Baumkomponenten nicht unterscheidbar	T	L	s	-
8	Alle Baumkomponenten zumindest in Teilen vorhanden	T	S/L	v	-
	Mindestens eine Komponente fehlend	T	S/L		9
9	Stamm(stück) und Kronen(stück), Wurzel abgetrennt	T	L	sk	-
	Nicht so	T	S/L		10
10	Wurzelteller und Stammstück (Höhe Stammstück $\geq 0,3$ m), Wurzelteller z. T. oder ganz aus dem Boden gehoben	T	L	ws	-
	Einzelkomponente	T	S/L	-	11
11	Wurzelteller (Höhe Stammstück, falls vorhanden $< 0,3$ m)	T	S/L	w	
	Kein Wurzelteller	T	S/L		12
12	Stammstück oder Starkast (auch die aus dem Kronenbereich des stehenden Bestandes stammenden Objekte)	T	S/L		13
	Krone oder Kronenteil (außer einzelnen Starkästen aus dem Kronenbereich des stehenden Bestandes)	T	S/L	k	-
13	Stubben (= Stümpfe $< 1,3$ m Höhe)	T	S	(s)	-
	Starkast*, Stammteil* oder Stumpf	T	S/L	s	-

* = im Boden steckende Bruchstücke werden als liegende Objekte angesprochen

Tab. 3: Habitatstrukturen nach WINTER & MÖLLER (2008).

Table 3: Microhabitats by WINTER & MÖLLER (2008).

Nr.	Struktur	Lebender Bestand	Toter Bestand
1	Fruchtkörper von <i>Fomes fomentarius</i>	x	-
2	Fruchtkörper von <i>Fomitopsis pinicola</i>	x	
3	Andere Pilze (< 5 cm Ø oder 10 cm mit mehreren kleineren)	x	
4	Kronenverlust < 50 %	x	
5	Kronenverlust ≥ 50 %	x	
6	Abgebrochene Gabel (an Hauptgabelung, führt zu Verletzung des Stammes)	x	
7	Abgebrochener Stamm (wenige untere kleine Äste sind übrig)	x	
8	Sekundärkrone (nach Primärkronenverlust hat sich eine sekundäre Krone entwickelt)	x	
9	Blitzrinne (> 3 m lang, reicht ins Splintholz)	x	
10	Riss (> 50 cm lang, mind. 2 cm tief ins Splintholz)	x	
11	Zersplitterter Stamm (mind. 5 „Finger“ > 50 cm lang)	x	x
12	Höhlen (> 5 cm Eingang, Schwarzspecht, Grünspecht oder hohler Ast)	x	x
13	Höhlen-Kette (mind. 3 Spechthöhlen, max. Distanz von 2 m zwischen 2 Höhlen)	x	x
14	Tiefe Stammhöhle (ohne oder mit wenig Mulm)	x	x
15	Stammhöhle mit Mulm (mind. 8000 cm ³)	x	x
16	Mulmtaschen (zwischen Rinde und Splintholz, mind. 5 cm x 5 cm x 2 cm)	x	x
17	Rindentasche (wie 16 aber ohne Mulm)	x	x
18	Krebs (≥ 10 cm Ø)	x	-
19	Rindenverlust (mind. 5 cm x 5 cm, durch Baumfall etc.)	x	-
20	Entwurzelter Stamm (mind. 1,2 m vertikaler Wurzelteller)	x	x

Tab. 4: Habitatstrukturen nach NW-FVA (verändert nach MEYER 2007).

Table 4: Microhabitats by NW-FVA (MEYER 2007, adapted).

Nr.	Struktur	Stehender Bestand		Liegender Bestand	
		Lebend	Tot	Lebend	Tot
1	Rindenverletzung > 10 cm	x	x	-	-
2	Konsolenpilz vorhanden	x	x	x	x
3	Stammhöhle oberhalb 0,5 m Höhe	x	x	x	x
4	Stammhöhle bis 0,5 m Höhe	x	x	x	x
5	Schleimfluss / Nekrosen	x	-	-	-
6	Decken aus Moosen u./o. Blatt /Strauchflechten am unteren Stammabschnitt bis 3 m Höhe bzw. bei liegenden Objekten > 33 % der Stammoberfläche deckend	x	x	x	x
LS(v)	Kronenverlust ≥ 25 %	x	-	x	-
LS	Kronenverlust 100 %	x	-	x	-
-	Wurzelteller	-	-	x	x

3.5. Auswertungen

3.5.1. Stetigkeiten

Um die Stetigkeiten jeder Pflanzenart in einer Schicht (d. h. die relative Häufigkeit einer Art in der jeweiligen Schicht bezogen auf die 19 Aufnahmen eines Jahres) in den Jahren miteinander vergleichen zu können, wurden die Arten in Stetigkeitsklassen eingeteilt (Tab. 5).

Tab. 5: Stetigkeitsklassen mit zugehöriger Stetigkeit.

Table 5: Consistency classes and steadiness.

Klasse	Stetigkeit
•	0 %
r	> 0 – 5 %
+	> 5 – 10 %
I	> 10 – 20 %
II	> 20 – 40 %
III	> 40 – 60 %
IV	> 60 – 80 %
V	> 80 – 100 %

Die häufigsten Gehölzarten wurden hinsichtlich ihrer Stetigkeiten in den verschiedenen Schichten im Jahr 1960, 2002 und 2012 untersucht. Weiter wurde eine Häufigkeitsverteilung (Frequenzklassen) aller Pflanzenarten der 19 Flächen für 1960, 2002 und 2012 erstellt. Sämtliche genannte Untersuchungen wurden mit dem Programm Microsoft Office Excel 2007 durchgeführt.

3.5.2. Waldbindung

Für die Auswertung zur Waldbindung der Arten wurde die Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt verwendet (SCHMIDT et al. 2011). Die im Haseder Holz vorkommenden Pflanzenarten in den Jahren 1960, 2002 und 2012 wurden den fünf Gruppen „geschlossene Wälder“ (1.1), „Waldränder- und Verlichtungen“ (1.2), „Wald wie im Offenland“ (2.1), „auch Wald aber Schwerpunkt Offenland“ (2.2) und „Offenland“ (O) nach SCHMIDT et al. (2011) zugeordnet. Die Zuordnung zu der Gruppe 1.1 bedeutet z. B., dass die entsprechenden Arten Vorkommen nahezu ausschließlich innerhalb von Wäldern aufweisen und somit die höchste Bindung an Waldhabitats zeigen. Hierbei wurde nur das Vorkommen und nicht die Artmächtigkeit einer Pflanzenart betrachtet. In der Darstellung setzen sich die 100 % aus allen Arten mit Nennung in der Waldartenliste zusammen.

3.5.3. Pflanzensoziologische Einordnung

Die Vegetationsaufnahmen wurden mit dem Programm VEGEDAZ zu einer Tabelle zusammengefügt. Für die Sortierung dieser pflanzensoziologischen Tabelle (nach DIERSCHKE 1994) wurde das Programm MS Office Excel verwendet. Die Zuordnung erfolgte anhand der bei ZACHARIAS (1996) genannten Schwerpunkt Arten für den Verband des *Alno-Ulmions*. Die Stetigkeiten der einzelnen Arten insgesamt sowie für jedes Jahr einzeln sind entsprechend Tab. 5 angegeben.

3.6. Statistik

Die statistische Auswertung zur Anzahl der Habitatstrukturen der einzelnen Gehölzarten erfolgte mit dem Programm MS Office Excel sowie dessen Add-In WINSTAT [URL 5]. Alle Daten wurden zunächst mit dem Kolmogorow-Smirnow-Test auf Normalverteilung getestet. Da keine Normalverteilung vorlag, wurde der H-Test nach Kruskal-Wallis verwendet. Um im Falle einer Signifikanz die verantwortlichen Gruppen zu detektieren, wurde der Mann-Whitney-U-Test (U-Test) verwendet (TREMP 2005). Die Signifikanzniveaus sind folgendermaßen definiert:

- $p > 0,05$ = nicht signifikant (n. s.),
- $p \leq 0,05$ = signifikant,
- $p \leq 0,01$ = hoch signifikant,
- $p \leq 0,001$ = höchst signifikant.

4. Ergebnisse

4.1. Dokumentation des Zustands des Haseder Holzes im Jahr 2012

4.1.1. Rezente Auenwaldvegetation

Die Vegetation im Haseder Holz entsprach 2012 wie auch in den vorangehenden Untersuchungsjahren dem Vegetationstyp *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 (POTT 1995), wie er als weiter gefasste zentrale Assoziation der mitteleuropäischen Hartholzauenwälder angesehen wird (Tab. 1A). Es konnten für das Gebiet vier unterschiedliche Ausprägungen differenziert werden. Allen gemein war eine hohe Anzahl an kennzeichnenden Arten des Vegetationstyps *Quercus-Ulmetum minoris* wie *Corydalis cava*, *Ranunculus ficaria* ssp. *bulbilifer*, *Glechoma hederacea*, *Adoxa moschatellina*, *Aegopodium podagraria*, *Stachys sylvatica* et cetera, die für das nördliche Harzvorland als Arten mit Schwerpunktorkommen innerhalb der Wälder im *Alno-Ulmion* eingestuft werden (ZACHARIAS 1996).



Abb. 11: Haseder Holz im April, Lerchensporn-Aspekt (*Corydalis cava*).

Fig. 11: Haseder Holz in April, *Corydalis cava*-aspect.

Die DBF 19 (Tab. 1A, Nr. 1-3) stellt eine feuchtere Ausprägung mit *Alnus glutinosa* in der Baum- und Strauchschicht sowie *Impatiens noli-tangere* und *Phalaris arundinacea* dar. Sie liegt nah an der Innerste und unmittelbar neben einer wassergefüllten Mulde (Abb. 16). Drei im Südteil des Gebietes gelegene DBF bilden eine weitere Ausprägung, in der *Fagus sylvatica* hohe Deckungswerte in der Baumschicht aufweist (Tab. 1A, Nr. 46-54). Auf der DBF 15 befindet sich ein Bestand des *Quercus-Ulmetum minoris* mit gepflanzter Fichte in der Baumschicht (Tab. 1A, Nr. 55-57), der

jedoch bis auf den Anteil von *Picea abies* in der Baumschicht der genannten Assoziation angeschlossen werden kann. 2002 und 2012 waren hier bereits *Fraxinus excelsior* und *Acer pseudoplatanus* in der Baumschicht stark vertreten. Die für das Gebiet typische Ausbildung ohne stärkere Beteiligung von *Alnus glutinosa* und *Fagus sylvatica* ist am häufigsten vertreten (Tab. 1A, Nr. 4-45).



Abb. 12: Haseder Holz im April, Buschwindröschen-Aspekt (*Anemone nemorosa*).

Fig. 12: Haseder Holz in April, *Anemone nemorosa*-aspect.



Abb. 13: Gelbes Windröschen (*Anemone ranunculoides*) im Haseder Holz im April.

Fig. 13: *Anemone ranunculoides* in the Haseder Holz in April.

Rezent ist *Fraxinus excelsior* im Haseder Holz die Art mit der höchsten Stetigkeit in der Baumschicht, die überwiegend aus einer führenden ersten und einer zweiten Schicht besteht. *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, *Acer pseudoplatanus* und *Fagus sylvatica* sind ebenfalls stet vertreten. *Quercus robur* ist in Teilbereichen vor allem in der ersten Baumschicht prägend, wird hier aber erkennbar im Kronenraum bedrängt. Von den Ulmenarten wurde während des gesamten Untersuchungszeitraums nur vereinzelt *Ulmus minor* und rezent *U. glabra* festgestellt. Charakteristisch für Auenwälder ist die häufig mit über 30 % Deckung ausgebildete Strauchschicht, in der die für Auenwälder typischen *Ribes rubrum* agg. und *R. uva-crispa* höchstet auftreten. Prägend sind daneben *Corylus avellana*, *Lonicera xylosteum*, *Sambucus nigra*, *Crataegus laevigata* und *Euonymus europaea*.

Die Krautschicht deckt nahezu vollständig den Boden. Neben dem Frühjahrsaspekt mit *Corydalis cava*, *Ranunculus ficaria* spp. *bulbilifer*, *Adoxa moschatellina*, *Pulmonaria obscura*, *Anemone nemorosa* und *Anemone ranunculoides* oder *Primula elatior* (Abb. 11, 12 und 13) gibt es einen Sommeraspekt, in dem nitrophile Saumarten eine größere Rolle spielen. Zu nennen sind hier *Aegopodium podagraria*, *Glechoma hederacea*, *Galium aparine*, *Ranunculus lanuginosus* und *Urtica dioica* (Abb. 14) neben denen auch die Waldarten *Mercurialis perennis* (Abb. 15) und *Paris quadrifolia* (Abb. 16) reichlich vorkommen.

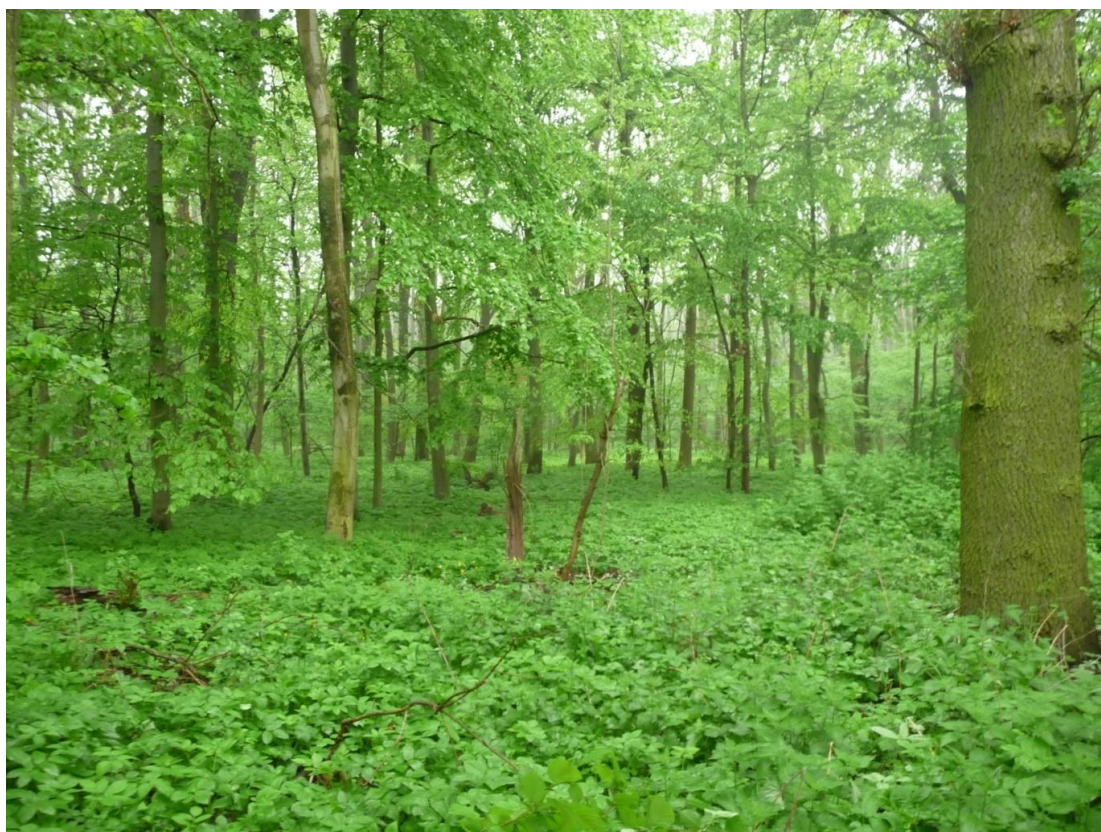


Abb. 14: Haseder Holz im Mai, Aspekt mit *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica* und *Ranunculus lanuginosus*.

Fig. 14: Haseder Holz in May, aspect with *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica* and *Ranunculus lanuginosus*.



Abb. 15: Wald-Bingelkraut (*Mercurialis perennis*) im Haseder Holz.

Fig. 15: Dog's mercury (*Mercurialis perennis*) in the Haseder Holz.



Abb. 16: Einbeere (*Paris quadrifolia*) im Haseder Holz.

Fig. 16: Herb Paris (*Paris quadrifolia*) in the Haseder Holz.

4.1.2. Standortfaktoren

Die pH-Werte des Oberbodens im Haseder Holz lagen am 04. Juni 2012 zwischen 6,0 (DBF 5) und 7,09 (DBF 26). Der mittlere pH-Wert aller Flächen lag bei 6,73 (Abb. 17 und 19).

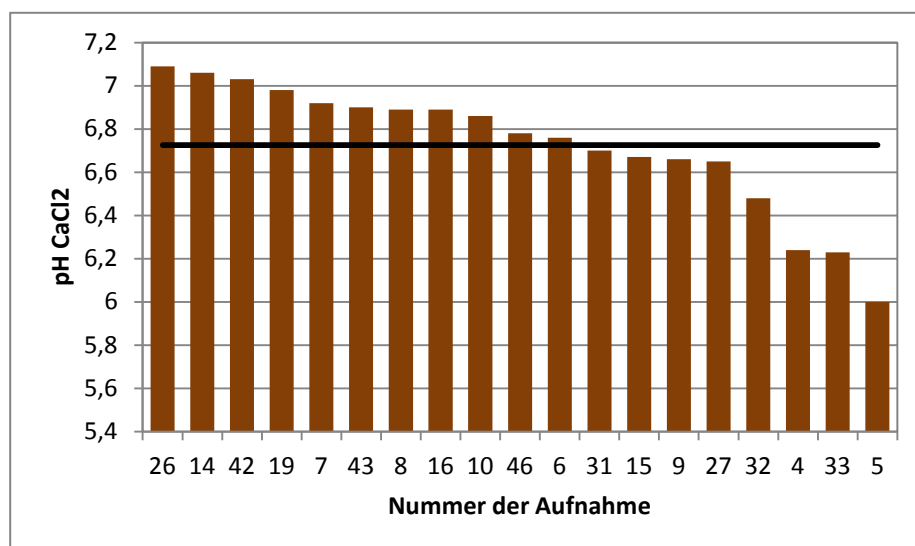


Abb. 17: pH-Werte [$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$] der 19 Dauerbeobachtungsflächen im Haseder Holz sowie der Mittelwert (schwarze Linie) am 04. Juni 2012.

Fig. 17: pH-Value [$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$] of 19 studied permanent plots in the Haseder Holz with mean value (black line) on June 4th, 2012.

Die Grundwasserstände im Haseder Holz lagen am 03. Mai 2012 zwischen 29 cm (DBF 19) und 117 cm (DBF 15) unter Flur. Der mittlere Abstand des Grundwasserstands zur Oberfläche betrug 77,2 cm (Abb. 18 und 19).

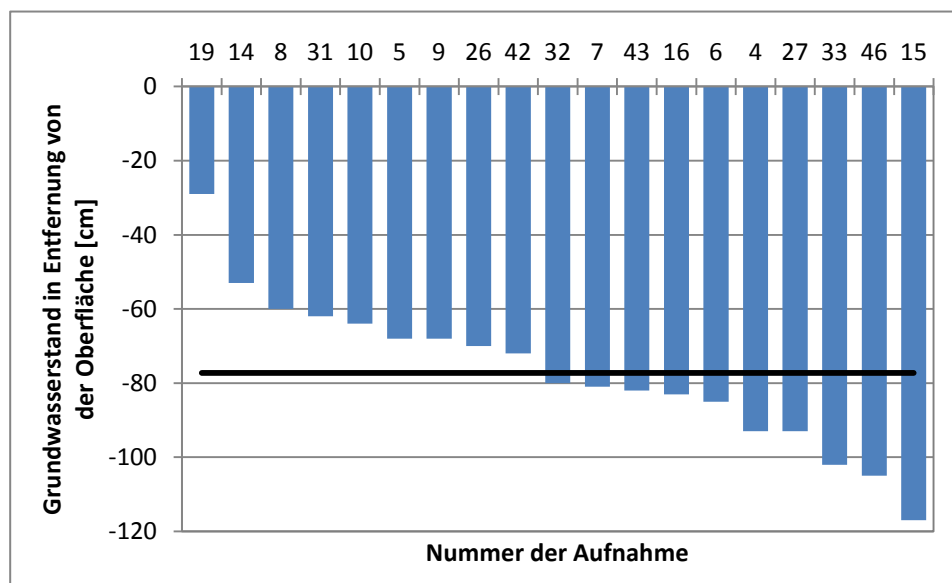


Abb. 18: Grundwasserstände [Entfernung von der Oberfläche in cm] der 19 Dauerbeobachtungsflächen im Haseder Holz sowie der Mittelwert (schwarze Linie) am 03. Mai 2012.

Fig. 18: Groundwater table [distance from surface in cm] of 19 studied permanent plots in the Haseder Holz with mean value (black line) on May 3rd, 2012.



Abb. 19: pH-Werte sowie Grundwasserstände [Entfernung von der Oberfläche in cm] der 19 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen im Haseder Holz; grün dargestellt: Flächen, die pH-Werte über 7 aufwiesen; rot dargestellt: Flächen, die pH-Werte unter 6,3 aufwiesen. Karten: Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

Fig. 19: pH-value and groundwater table of 19 studied permanent plots in the Haseder Holz; green presented: plots with pH-values higher than 7; red presented: plots with pH-values lower than 6.3. Map: With kind permission of NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

4.1.3. Strukturen

4.1.3.1. Individuen pro Hektar

Insgesamt wurden 246 Baumindividuen (lebend und tot, stehend und liegend) auf 0,56 ha untersucht. Davon waren 233 stehende lebende und tote Stämme, deren Brusthöhendurchmesser größer als 7 cm war. Auf einem Hektar kamen im Haseder Holz 413 stehende Stämme (tot und lebendig) vor sowie insgesamt 437 stehende und liegende Stämme. Für die Anzahl der lebenden Stämme wurde ein Wert von 402 pro Hektar ermittelt (Tab. 6).

Tab. 6: Anzahl der untersuchten Stämme pro Hektar.

Table 6: Number of studied trunks per hectare.

	Insgesamt	Pro Hektar
Individuen lebend	225	402
Individuen stehend (tot und lebendig)	233	413
Individuen (stehend und liegend)	246	437

4.1.3.2. Gehölzarten und Stärkeklassen

Fraxinus excelsior machte mit 37 % die meisten der untersuchten lebenden Gehölze aus, gefolgt von *Corylus avellana* (21 %), *Fagus sylvatica* (14 %) und *Acer pseudoplatanus* (12 %). Etwa 6 % der Stämme waren *Quercus robur*. *Tilia cordata* machte 4 %, *Alnus glutinosa* 3 % und *Carpinus betulus* etwa 2 % aus. Die restlichen 2 % bestanden aus *Sambucus nigra*, *Ulmus glabra* und *Prunus avium* (Abb. 20).

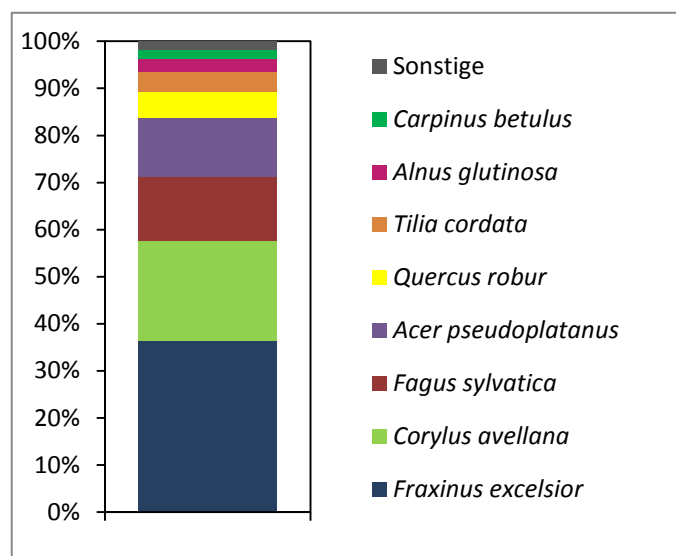


Abb. 20: Prozentuale Verteilung der Individuen lebender Gehölzarten auf den untersuchten 0,56 ha im Haseder Holz.

Fig. 20: Percentage distribution of individuals of living wood species of the studied 0.56 hectare in the Haseder Holz.

Die untersuchten Stämme stammten aus verschiedenen Stärkeklassen. Bei *Fraxinus excelsior* gehörte der Großteil dem schwachen bis mittleren Baumholz an. *Corylus avellana* kam nur in der geringsten Stärkeklasse vor. *Fagus sylvatica* war auf alle drei Stärkeklassen relativ gleich verteilt. Die Individuen von *Acer pseudoplatanus* und *Tilia cordata* gehörten dem Stangenholz und dem schwachen bis mittleren Baumholz an. Starkes Baumholz von *Acer pseudoplatanus* kam auf den untersuchten Flächen nicht vor. *Quercus robur* hingegen besaß keine Individuen in der Klasse Stangenholz, sondern nur im mittleren bis starken Baumholz. *Alnus glutinosa* war in geringer Zahl in allen Stärkeklassen vertreten. Individuen von *Carpinus betulus* gehörten alle der mittleren Stärkeklasse an (Abb. 21).

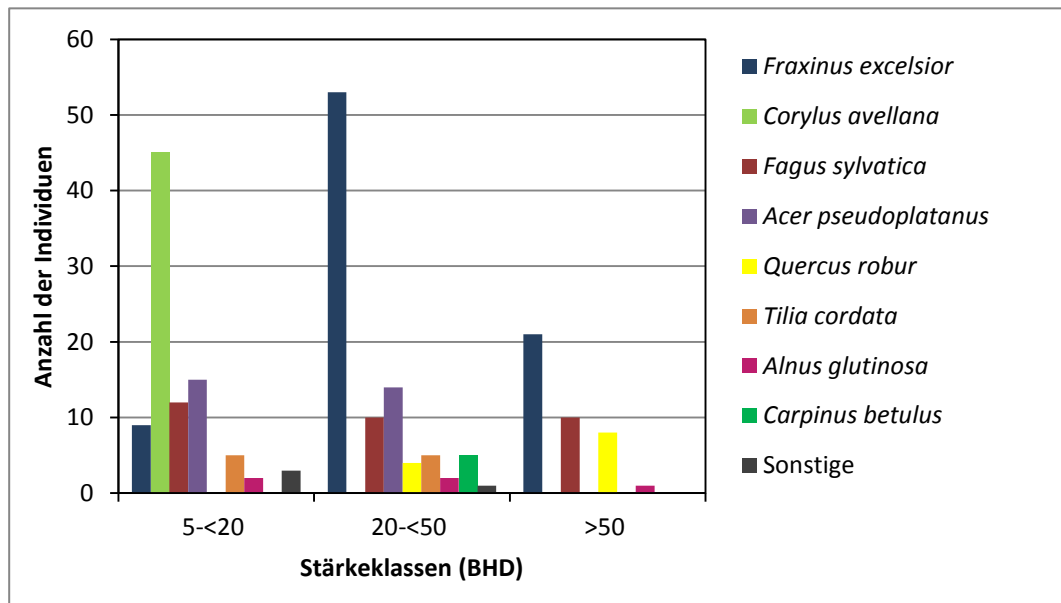


Abb. 21: Prozentuale Verteilung der lebenden Gehölzarten auf den untersuchten 0,56 ha im Haseder Holz auf die Stärkeklassen.

Fig. 21: Percentage distribution of living wood species into strength class of the studied 0.56 hectare in the Haseder Holz.

4.1.3.3. Anzahl der Habitatstrukturen

Auf den 5600 m² wurden insgesamt 78 Habitatstrukturen nach der Definition von WINTER & MÖLLER (2008) festgestellt. Hochgerechnet auf einen Hektar kamen 141 Strukturen vor. Es wurden zehn der 21 verschiedenen Strukturentypen gefunden. Am häufigsten kamen die Strukturen Rindenverlust und Kronenverlust < 50 % vor (Abb. 22).

Nach der Methodik der NW-FVA (verändert nach MEYER 2007) wurden insgesamt 93 Strukturelemente gefunden. Auf einen Hektar hochgerechnet kamen 167 Habitatstrukturen vor. Von den neun Strukturtypen kamen auf den 14 untersuchten Flächen sechs vor. Am häufigsten wurden Rindenverletzungen (41) und Kronenverlust ≥ 25 % gefunden (34) (Abb. 23).

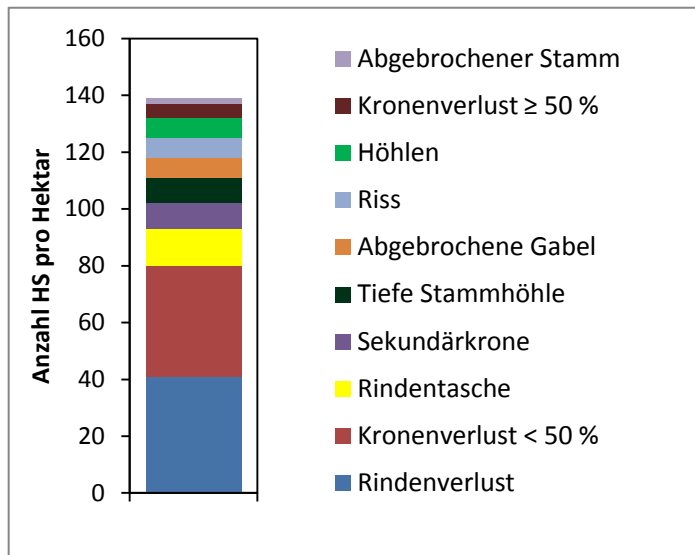


Abb. 22: Anzahl der einzelnen Habitatstrukturtypen nach WINTER & MÖLLER (2008) pro Hektar.

Fig. 22: Number of each microhabitat by WINTER & MÖLLER (2008) per hectare.

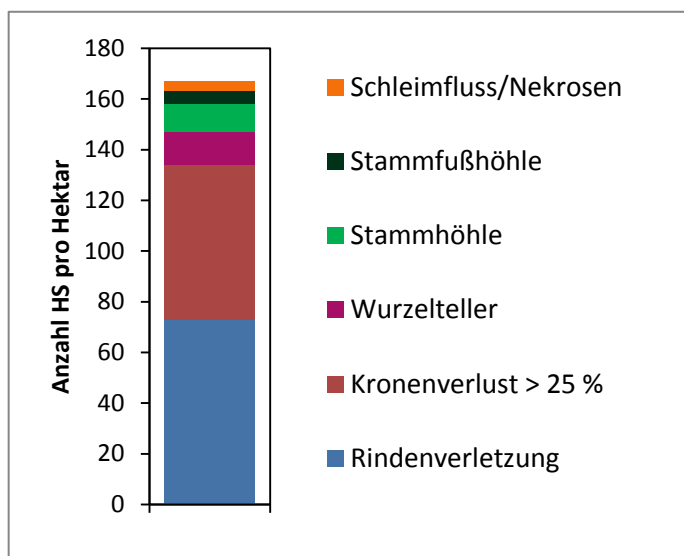


Abb. 23: Anzahl der einzelnen Habitatstrukturtypen nach NW-FVA (verändert nach MEYER 2007) pro Hektar.

Fig. 23: Number of each microhabitat by NW-FVA (MEYER 2007, adapted) per hectare.

4.1.3.4. Verteilung der Habitatstrukturen auf die Baumarten

Nach der Methodik von WINTER & MÖLLER (2008) wurden die meisten Habitatstrukturen an *Alnus glutinosa* mit 0,83 pro Stamm gefunden. *Corylus avellana* hatte 0,63 Strukturen pro Stamm und damit signifikant mehr als *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior*, bei denen etwa an einem Viertel aller Stämme eine Struktur vorkam. An *Quercus robur* wurden im Mittel 0,46 Strukturen pro Stamm gefunden. (Abb. 24).

Nach der Methodik der NW-FVA (verändert nach MEYER 2007) wurden die meisten Habitatstrukturen an *Corylus avellana* mit 0,84 pro Stamm gefunden. *Corylus avellana* hatte damit hoch bzw. höchst signifikant mehr Strukturen an einem Stamm als der Bergahorn ($p < 0,01$; U-Test) sowie *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior* ($p < 0,001$; U-Test). Zwischen den anderen Arten gibt es keine signifikanten Unterschiede. Nach *Corylus avellana* folgten *Alnus glutinosa* und *Quercus robur* mit 0,67 und 0,44 Strukturen pro Stamm. Bei *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior* kam im Mittel an etwa einem Drittel bis Viertel der Bäume eine Struktur vor (Abb. 25).

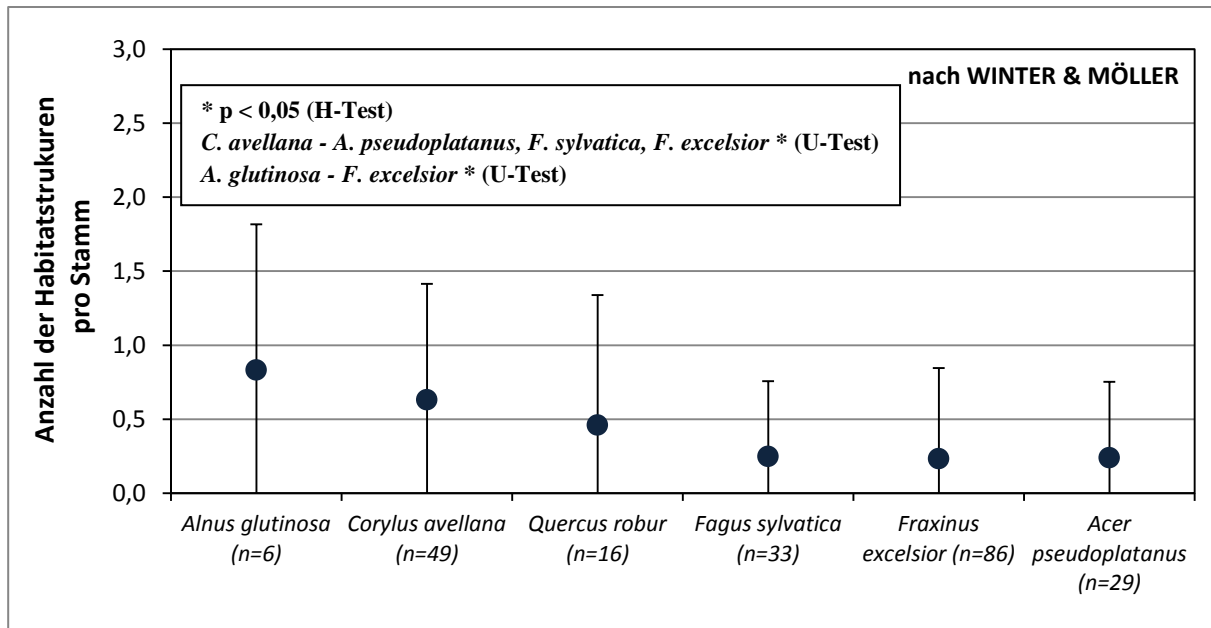


Abb. 24: Mittlere Anzahl der Habitatstrukturen nach WINTER & MÖLLER (2008) pro Stamm; dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung.

Fig. 24: Averaged number of microhabitats per trunk by WINTER & MÖLLER (2008); mean value and standard deviation.

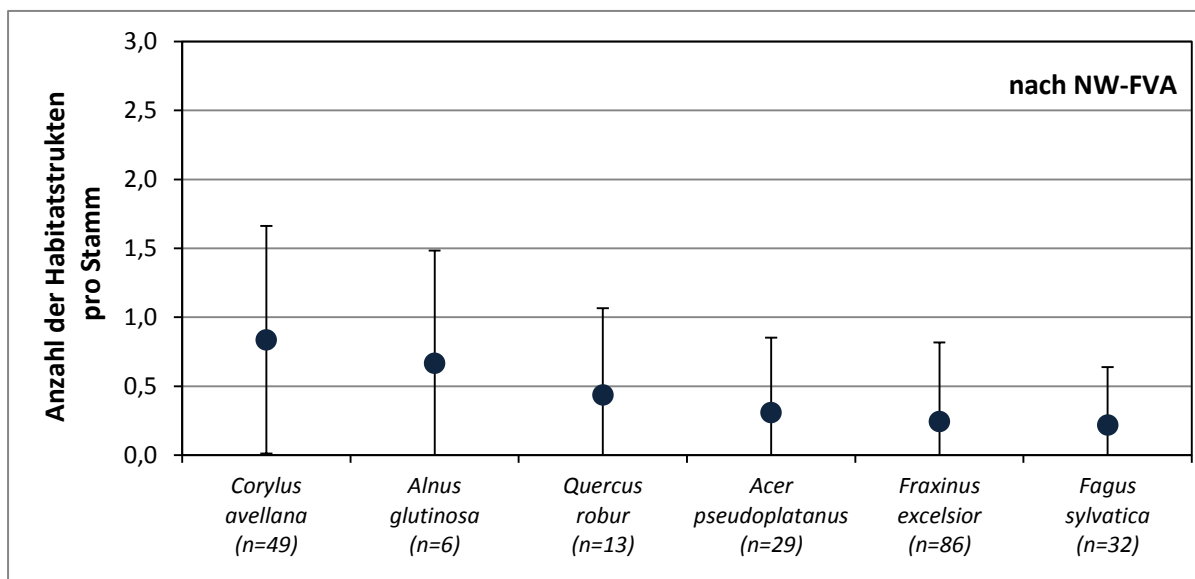


Abb. 25: Mittlere Anzahl der Habitatstrukturen nach NW-FVA (verändert nach MEYER 2007) pro Stamm; dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung.

Fig. 25: Averaged number of microhabitats per trunk by NW-FVA (MEYER, 2007 adapted); mean value and standard deviation.

4.1.3.5. Verteilung der Habitatstrukturen auf die Baumarten und Stärkeklassen

Es gab bei beiden Methoden keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Verteilung der Habitatstrukturen auf die einzelnen Stärkeklassen der einzelnen Baumarten (H-Test und

U-Test, $p > 0,05$) (Abb. 26-37). *Corylus avellana* ist nicht dargestellt, da alle Individuen der gleichen Stärkeklasse angehörten.

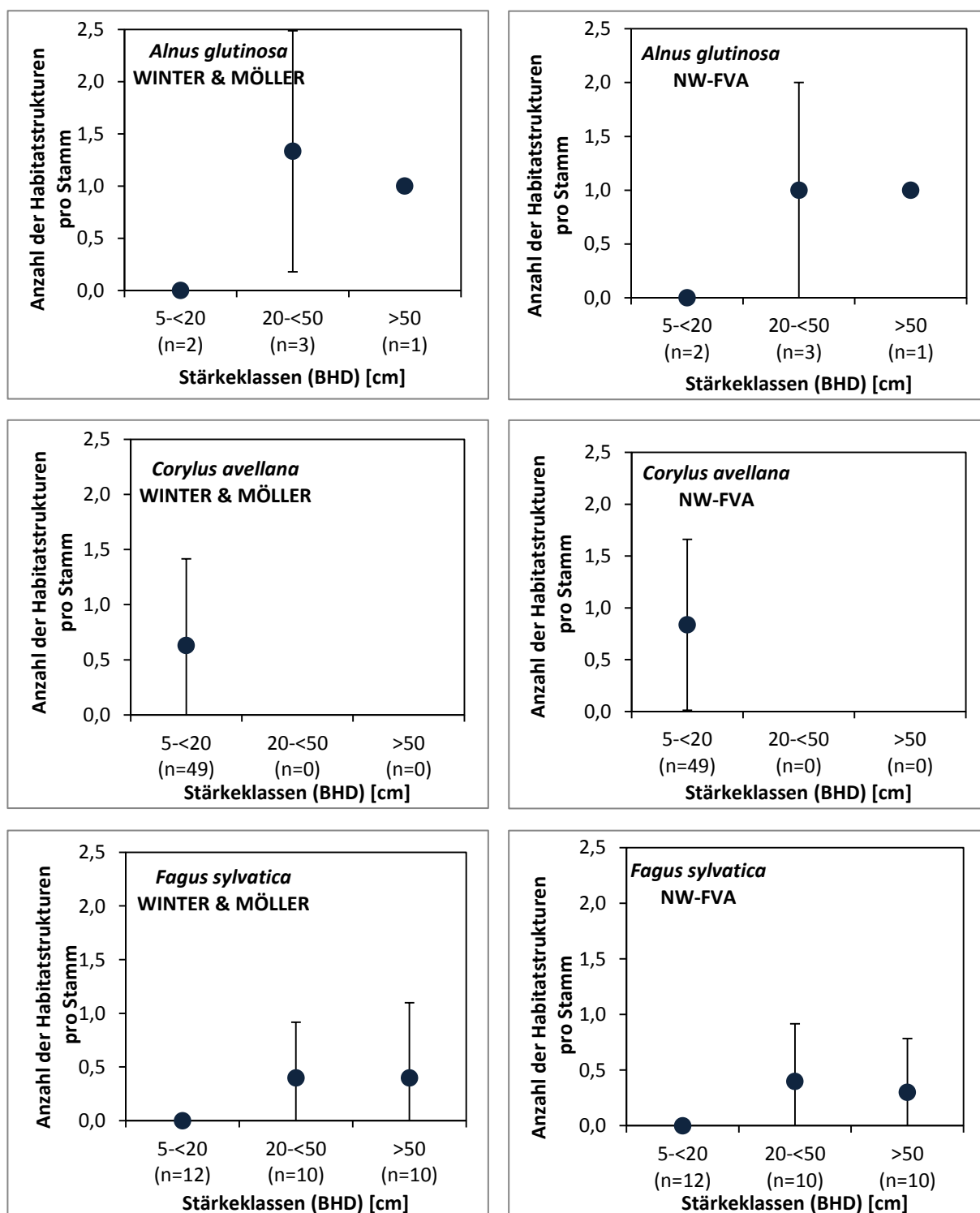


Abb. 26 – 31: Mittlere Anzahl der Habitatstrukturen pro Stamm (Lebholz und stehende Totholzbäume) und Stärkeklasse der Bäume Haseder Holz; dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung.

Fig. 26 -31: Averaged number of microhabitats per trunk (living wood and standing deadwood) as well as strength classes of trees in the Haseder Holz; mean value and standard deviation.

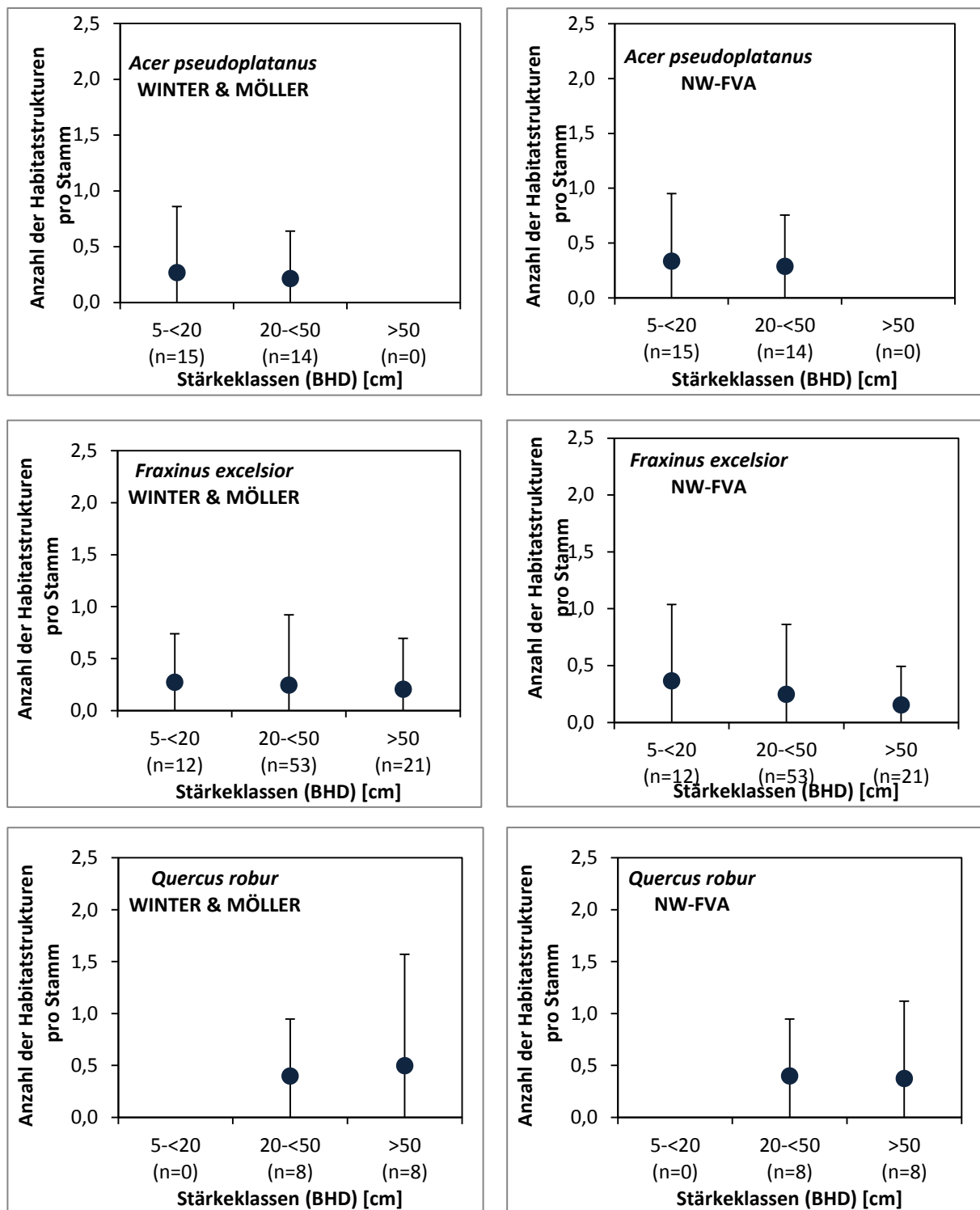


Abb. 32 – 37: Mittlere Anzahl der Habitatstrukturen pro Stamm (Lebholz und stehende Totholzbäume) und Stärkeklasse der Bäume Haseder Holz; dargestellt sind Mittelwerte und Standardabweichung.

Fig. 32 -37: Averaged number of microhabitats per trunk (living wood and standing deadwood) as well as strength classes of trees in the Haseder Holz; mean value and standard deviation.

4.1.3.6. Totholz

Im Haseder Holz wurden insgesamt 71 liegende und 27 stehende Totholzstämme (Definition nach BfN (2010)) auf 24 ha gefunden. Pro Hektar kamen demnach im Mittel drei liegende und ein stehender Totholzstamm vor.

4.2. Dynamik von Flora und Vegetation im Zeitraum 1960 - 2002 - 2012

4.2.1. Stetigkeiten der einzelnen Arten

4.2.1.1. Stetigkeiten der Arten in der Baum- und Strauchschicht

In der ersten Baumschicht waren über den gesamten Zeitraum *Fraxinus excelsior* (Stetigkeit V) und *Quercus robur* (Stetigkeit III) die dominierenden Arten mit konstant bleibenden Stetigkeiten (Tab. 7). *Alnus glutinosa* blieb ebenfalls konstant in ihrer Stetigkeit (I). *Acer pseudoplatanus* zeigte über den Versuchszeitraum insgesamt eine Zunahme von einer Stetigkeitsklasse. *Carpinus betulus* trat 1960 in höherer Stetigkeit als 2002 und 2012 auf. Bezüglich der Stetigkeit von *Fagus sylvatica* in der ersten Baumschicht gab es eine Zunahme. Die Arten *Betula pendula* und *B. pubescens* traten nur 1960 auf. *Ulmus minor* trat nur 1960 und 2002 auf. 2002 trat neu die Art *Salix x rubens* auf. 2012 kamen *Aesculus hippocastanum* und *Tilia cordata* neu in der Baumschicht hinzu.

Tab. 7: Vergleich der Stetigkeitsklassen der Arten der ersten Baumschicht hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme von 1960 bis 2002, von 2002 bis 2012 sowie von 1960 bis 2012 (↑ = Zunahme; ↓ = Abnahme; * = Art neu aufgetreten; † = Art nicht mehr bestätigt).

Table 7: Comparison of the consistency classes of species in the first tree layer concerning an increase or decrease from 1960 to 2002, from 2002 to 2012 as well as from 1960 to 2012 ((↑ = increase; ↓ = decrease; * = species appeared new; † = no proof for species existence).

Art	Stetigkeit			1960-2002				2002-2012				1960-2012			
	1960	2002	2012	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†
Baumschicht 1															
<i>Fraxinus excelsior</i>	V	V	V												
<i>Quercus robur</i>	III	III	III												
<i>Acer pseudoplatanus</i>	I	+	II			x		x				x			
<i>Alnus glutinosa</i>	I	I	I												
<i>Carpinus betulus</i>	I	+	+			x								x	
<i>Fagus sylvatica</i>	I	I	II					x				x			
<i>Betula pendula</i>	+						x							x	
<i>Betula pubescens</i>	+						x							x	
<i>Picea abies</i>	+	+	+												
<i>Ulmus minor</i>	+					x								x	
<i>Salix x rubens</i>		+	+	x								x			
<i>Aesculus hippocastanum</i>			+					x				x			
<i>Tilia cordata</i>			+					x				x			
				0	1	3	2	2	2	0	0	2	3	1	3

Die dominanten Arten in der zweiten Baumschicht waren über den Versuchszeitraum *Fraxinus excelsior*, *Carpinus betulus*, *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica* und *Tilia cordata* (Tab. 8). *F. excelsior*, *C. betulus*, *F. sylvatica* und *T. cordata* nahmen in ihren Stetigkeiten zunächst (von 1960 bis 2002) zu. Jedoch nahmen alle bis auf *F. excelsior* von 2002 bis 2012 wieder ab, sodass bei Betrachtung des Zeitraumes von 1960 bis 2012 nur bei *F. excelsior* und *F. sylvatica* eine Zunahme festgestellt werden konnte. Die Arten *Alnus glutinosa*, *Prunus avium*, *Acer campestre*, *Hedera helix*, *Ulmus glabra* sowie *Ulmus minor* traten 2002 neu in der zweiten Baumschicht auf. Alle bis auf *U. minor* kamen auch 2012 vor; *A. campestre* und *U. glabra* sogar mit einer höheren Stetigkeit. 2012 trat *Corylus avellana* neu in dieser Schicht auf.

Tab. 8: Vergleich der Stetigkeitsklassen der Arten der zweiten Baumschicht hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme von 1960 bis 2002, von 2002 bis 2012 sowie von 1960 bis 2012 (↑ = Zunahme; ↓ = Abnahme; * = Art neu aufgetreten; † = Art nicht mehr bestätigt).

Table 8: Comparison of the consistency classes of species in the second tree layer concerning an increase or decrease from 1960 to 2002, from 2002 to 2012 as well as from 1960 to 2012 ((↑ = increase; ↓ = decrease; * = species appeared new; † = no proof for species existence).

Art	Stetigkeit			1960-2002				2002-2012				1960-2012			
	1960	2002	2012	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†
Baumschicht 2															
<i>Fraxinus excelsior</i>	II	III	III	x								x			
<i>Carpinus betulus</i>	II	III	II	x					x						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	II	II	II												
<i>Fagus sylvatica</i>	I	III	II	x					x			x			
<i>Tilia cordata</i>	II	III	II	x					x						
<i>Alnus glutinosa</i>		I	I		x								x		
<i>Prunus avium</i>		I	I		x								x		
<i>Acer campestre</i>		+	I		x			x					x		
<i>Hedera helix</i>		+	+		x								x		
<i>Ulmus glabra</i>		+	I		x			x					x		
<i>Ulmus minor</i>		+			x					x					
<i>Corylus avellana</i>			+						x				x		
				4	6	0	0	2	1	3	1	2	6	0	0

In der Strauchschicht war *Corylus avellana* die dominierende Art über den Versuchszeitraum (Tab. 9). Einige Arten kamen nur 1960 in dieser Schicht vor, darunter *Cornus sanguinea*, *Ribes nigrum*, *Carpinus betulus*, *Betula pendula* und *Viburnum opulus*. Die genannten Arten waren im Jahr 2012 im Haseder Holz jedoch außerhalb der Untersuchungsflächen vorhanden. 2002 traten in der Strauchschicht *Prunus spinosa*, *Ulmus glabra* und *Prunus padus* neu auf. *U. glabra* und *P. padus* kamen auch 2012 vor. Neu hinzu kam 2012 *Acer platanoides*. Die Art *Rubus caesius* trat 1960 und 2012 auf und fehlte 2002. Starke Abnahmen der Stetigkeiten wurden bei *Tilia cordata* (1960 IV und 2012 I) sowie *Rubus caesius* (1960 II, 2012 +) festgestellt. Starke Zunahmen hingegen konnten bei *Ribes rubrum* (1960 III, 2012 IV) und *Ribes uva-crispa* (1960 II, 2012 IV) festgestellt werden. Von 1960 bis 2012 gab es insgesamt drei Zunahmen, drei neu aufgetretene Arten, acht Abnahmen sowie 11 nicht mehr bestätigte Arten.

Tab. 9: Vergleich der Stetigkeitsklassen der Arten der Strauchschicht hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme von 1960 bis 2002, von 2002 bis 2012 sowie von 1960 bis 2012 (↑ = Zunahme; ↓ = Abnahme; * = Art neu aufgetreten; † = Art nicht mehr bestätigt).

Table 9: Comparison of the consistency classes of species in the shrub layer concerning an increase or decrease from 1960 to 2002, from 2002 to 2012 as well as from 1960 to 2012 (↑ = increase; ↓ = decrease; * = species appeared new; † = no proof for species existence).

Art	Stetigkeit			1960-2002				2002-2012				1960-2012			
	1960	2002	2012	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†
Strauchschicht															
<i>Corylus avellana</i>	V	IV	V			x		x							
<i>Lonicera xylosteum</i>	IV	IV	III						x					x	
<i>Tilia cordata</i>	IV	II	I			x			x					x	
<i>Crataegus laevigata</i>	III	II	II			x								x	
<i>Euonymus europaeus</i>	III	II	II			x								x	
<i>Ribes rubrum</i>	III	IV	V	x				x				x			
<i>Sambucus nigra</i>	III	II	III			x		x							
<i>Acer pseudoplatanus</i>	III	I	III			x		x							
<i>Cornus sanguinea</i>	II						x								x
<i>Fraxinus excelsior</i>	II	I	II			x		x							
<i>Rubus caesius</i>	II		+				x		x					x	
<i>Acer campestre</i>	II	+	I			x		x						x	
<i>Ribes uva-crispa</i>	II	IV	IV	x								x			
<i>Alnus glutinosa</i>	I	+	+			x								x	
<i>Fagus sylvatica</i>	I	I	II					x				x			
<i>Rubus idaeus</i>	I	+	+			x								x	
<i>Viburnum opulus</i>	I						x								x
<i>Betula pendula</i>	+						x								x
<i>Carpinus betulus</i>	+						x								x
<i>Crataegus spec.</i>	+						x								x
<i>Populus x canadensis</i>	+						x								x
<i>Prunus avium</i>	+	+								x					x
<i>Ribes nigrum</i>	+						x								x
<i>Rubus spec.</i>	+						x								x
<i>Ulmus minor</i>	+	+								x					x
<i>Ulmus spec.</i>	+						x								x
<i>Prunus spinosa</i>		+			x					x					
<i>Ulmus glabra</i>		I	+		x				x				x		
<i>Prunus padus</i>		+	I		x			x					x		
<i>Acer platanoides</i>			+						x				x		
				2	3	10	10	8	2	3	3	3	3	8	11

4.2.1.2. Stetigkeiten der Arten in der Krautschicht

Insgesamt 11 Arten traten über den gesamten Zeitraum konstant mit einer hohen Stetigkeit (V) in der Krautschicht auf. Darunter sind *Adoxa moschatellina*, *Aegopodium podagraria*, *Arum maculatum*, *Corydalis cava* und *Ranunculus ficaria* ssp. *bulbifer* (Tab. 10). Es gab einige Arten (12), die nur 1960 auftraten (z. B. *Campanula latifolia*, *Carex acutiformis*, *Ranunculus acris*, *R. repens*, *Vicia sepium*). Im Fall von *Campanula latifolia* kann nicht ausgeschlossen werden, dass es sich um eine großblättrige Form von *C. trachelium* gehandelt hat. Daneben kamen andere Arten (wie *Dryopteris dilatata*, *Moehringia trinervia*, *Equisetum arvense*, *Plantago major*, *Lycopus europaeus*, *Stellaria aquatica* et cetera) nur 2002 vor. Ausschließlich 2012 gefunden wurden *Impatiens parviflora*, *Allium ursinum*, *Carduus crispus*,

Ulmus glabra und *Viola odorata*. Arten wie unter anderem *Gagea lutea*, *Anemone ranunculoides*, *Hedera helix*, *Impatiens noli-tangere*, *Impatiens glandulifera*, *Allium oleraceum* traten ab 2002 auf.

Starke Abnahmen in der Stetigkeit von 1960 bis 2012 gab es bei *Lamium maculatum* (1960 IV, 2012 II), *Primula elatior* (1960 IV, 2012 II) und *Circaea lutetiana* (1960 III, 2012 I). Starke Zunahmen wurden bei *Carex sylvatica* (1960 III, 2012 V), *Mercurialis perennis* (1960 I, 2012 III), *Paris quadrifolia* (1960 I, 2012 III), *Acer pseudoplatanus* (1960 +, 2012 V), *Alopecurus pratensis* (1960 +, 2012 III), *Corylus avellana* (1960 +, 2012 III), *Euonymus europaeus* (1960 +, 2012 V), *Fagus sylvatica* (1960 +, 2012 III) sowie *Ribes uva-crispa* (1960 +, 2012 III) festgestellt.

Tab. 10: Vergleich der Stetigkeitsklassen der Arten der Krautschicht hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme von 1960 bis 2002, von 2002 bis 2012 sowie von 1960 bis 2012 (↑ = Zunahme; ↓ = Abnahme; * = Art neu aufgetreten; † = Art nicht mehr bestätigt).

Table 10: Comparison of the consistency classes of species in the herb layer concerning an increase or decrease from 1960 to 2002, from 2002 to 2012 as well as from 1960 to 2012 (↑ = increase; ↓ = decrease; * = species appeared new; † = no proof for species existence).

Art	Stetigkeit			1960-2002				2002-2012				1960-2012			
	1960	2002	2012	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†
Krautschicht															
<i>Adoxa moschatellina</i>	V	V	V												
<i>Aegopodium podagraria</i>	V	V	V												
<i>Arum maculatum</i>	V	V	V												
<i>Corydalis cava</i>	V	V	V												
<i>Galium aparine</i>	V	V	V												
<i>Ranunculus ficaria</i> ssp. <i>bulbilifer</i>	V	V	V												
<i>Urtica dioica</i>	V	V	V												
<i>Geum urbanum</i>	V	IV	IV			x								x	
<i>Milium effusum</i>	V	V	V												
<i>Pulmonaria obscura</i>	V	V	V												
<i>Stachys sylvatica</i>	V	IV	IV			x								x	
<i>Veronica hederifolia</i>	V	V	V												
<i>Glechoma hederacea</i>	V	V	V												
<i>Anemone nemorosa</i>	IV	V	V	x								x			
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	IV	V	V	x								x			
<i>Stellaria holostea</i>	IV	V	V	x								x			
<i>Lamium galeobdolon</i>	IV	V	IV	x				x							
<i>Lamium maculatum</i>	IV	IV	II					x						x	
<i>Primula elatior</i>	IV	II	II			x								x	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	III	III	II					x						x	
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	III	III	III												
<i>Ranunculus auricomus</i>	III	IV	IV	x								x			
<i>Carex sylvatica</i>	III	V	V	x								x			
<i>Poa trivialis</i>	III	IV	IV	x								x			
<i>Circaea lutetiana</i>	III	III	I					x						x	
<i>Fraxinus excelsior</i>	III	III	III												
<i>Alliaria petiolata</i>	II	III	III									x			
<i>Galeopsis tetrahit</i>	II	I				x				x					x
<i>Geranium robertianum</i>	II	III	I	x				x						x	
<i>Ajuga reptans</i>	II	II	+					x						x	
<i>Elymus caninus</i>	II	III	III	x								x			
<i>Anthriscus sylvestris</i>	II	I	II			x		x							
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	II	II	III					x				x			

Fortsetzung Tab. 10

Art	Stetigkeit			1960-2002				2002-2012				1960-2012			
	1960	2002	2012	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†
<i>Campanula trachelium</i>	II	II	I						x					x	
<i>Filipendula ulmaria</i>	II	III	II	x					x						
<i>Lysimachia nummularia</i>	II					x								x	
<i>Poa nemoralis</i>	II	II	II												
<i>Polygonatum multiflorum</i>	II	III	III	x								x			
<i>Arctium spec.</i>	I					x								x	
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	I	I	II					x				x			
<i>Myosotis sylvatica</i>	I	+				x				x				x	
<i>Silene dioica</i>	I	I								x				x	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	I	+				x				x				x	
<i>Veronica chamaedrys</i>	I	I								x				x	
<i>Cirsium oleraceum</i>	I	I								x				x	
<i>Festuca gigantea</i>	I	+	+			x								x	
<i>Helleborus viridis</i>	I	I	I												
<i>Listera ovata</i>	I	II	II	x								x			
<i>Lonicera xylosteum</i>	I	I	II					x				x			
<i>Mercurialis perennis</i>	I	III	III	x								x			
<i>Paris quadrifolia</i>	I	III	III	x								x			
<i>Sambucus nigra</i>	I	II	III	x				x				x			
<i>Acer pseudoplatanus</i>	+	III	V	x				x				x			
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	II	III	x				x				x			
<i>Campanula latifolia</i>	+					x								x	
<i>Campanula spec.</i>	+					x								x	
<i>Carex acutiformis</i>	+					x								x	
<i>Carex remota</i>	+	+								x				x	
<i>Convallaria majalis</i>	+		+			x		x							
<i>Corylus avellana</i>	+	II	III	x				x				x			
<i>Crataegus laevigata</i>	+	I	I	x								x			
<i>Dipsacus pilosus</i>	+	I	+	x						x					
<i>Euonymus europaeus</i>	+	III	IV	x				x				x			
<i>Fagus sylvatica</i>	+	II	III	x				x				x			
<i>Heracleum sphondylium</i>	+	I		x						x				x	
<i>Humulus lupulus</i>	+	I		x						x				x	
<i>Iris pseudacorus</i>	+	+								x				x	
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	+	I	II	x				x				x			
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	I		x						x				x	
<i>Ranunculus acris</i>	+					x								x	
<i>Ranunculus repens</i>	+					x								x	
<i>Ribes uva-crispa</i>	+	I	III	x				x				x			
<i>Rubus idaeus</i>	+	+	+												
<i>Scrophularia umbrosa</i>	+					x								x	
<i>Ulmus spec.</i>	+					x								x	
<i>Ulmus spec.</i>	+					x								x	
<i>Vicia sepium</i>	+					x								x	
<i>Gagea lutea</i>		I	III	x				x				x			
<i>Anemone ranunculoides</i> ¹		V	V	x								x			
<i>Rubus caesius</i>		IV	III	x						x		x			
<i>Ribes rubrum</i>		III	IV	x				x				x			
<i>Acer campestre</i>		II	II	x								x			
<i>Carpinus betulus</i>		II	II	x								x			
<i>Hedera helix</i>		II	II	x								x			

Fortsetzung Tab. 10

Art	Stetigkeit			1960-2002				2002-2012				1960-2012			
	1960	2002	2012	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†	↑	*	↓	†
<i>Dryopteris dilatata</i>		I		x						x					
<i>Athyrium filix-femina</i>		I		x						x					
<i>Impatiens noli-tangere</i>		I	+	x						x		x			
<i>Moehringia trinervia</i>		I		x						x					
<i>Prunus avium</i>		I	II	x				x				x			
<i>Rosa canina</i>		I		x						x					
<i>Rumex sanguineus</i>		I	+	x								x			
<i>Viburnum opulus</i>		I		x						x	x				
<i>Acer platanoides</i>	+	I		x				x				x			
<i>Allium oleraceum</i>	+	I		x				x				x			
<i>Angelica sylvestris</i>	+			x						x					
<i>Artemisia vulgaris</i>	+			x						x					
<i>Chelidonium majus</i>	+			x						x					
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+			x						x					
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	+		x								x			
<i>Equisetum arvense</i>	+			x						x					
<i>Impatiens glandulifera</i>	+	II		x				x				x			
<i>Leucojum vernum</i>	+	I		x				x				x			
<i>Lycopus europaeus</i>	+			x						x					
<i>Plantago major</i>	+			x						x					
<i>Quercus robur</i>	+	I		x				x				x			
<i>Rumex obtusifolius</i>	+			x						x					
<i>Scrophularia nodosa</i>	+			x						x					
<i>Senecio ovatus</i>	+			x						x					
<i>Solanum dulcamara</i>	+			x						x					
<i>Solidago gigantea</i>	+			x						x					
<i>Sorbus aucuparia</i>	+	+		x								x			
<i>Stellaria aquatica</i>	+			x						x					
<i>Stellaria nemorum</i>	+			x						x					
<i>Tilia cordata</i>	+			x						x					
<i>Tilia platyphyllos</i>	+			x						x					
<i>Impatiens parviflora</i>			I					x					x		
<i>Allium ursinum</i>			+					x					x		
<i>Arctium spec.</i>			+					x					x		
<i>Carduus crispus</i>			+					x					x		
<i>Sonchus spec.</i>			+					x					x		
<i>Ulmus glabra</i>			+					x					x		
<i>Viola odorata</i>			+					x					x		
				27	38	8	12	20	8	12	32	41	7	10	22

¹ *Anemone ranunculoides* wurde 1960 nicht separat neben *A. nemorosa* erfasst

4.2.2. Stetigkeiten von *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica* und *Acer pseudoplatanus*

Die prägenden Baumarten des Haseder Holzes waren über den Versuchszeitraum *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Fagus sylvatica*. *F. excelsior* war in allen Schichten vertreten und zeigte in allen Untersuchungsjahren in der ersten und zweiten Baumschicht die höchste Stetigkeit (Abb. 38). In der ersten und zweiten Baumschicht sowie in der Krautschicht konnte eine

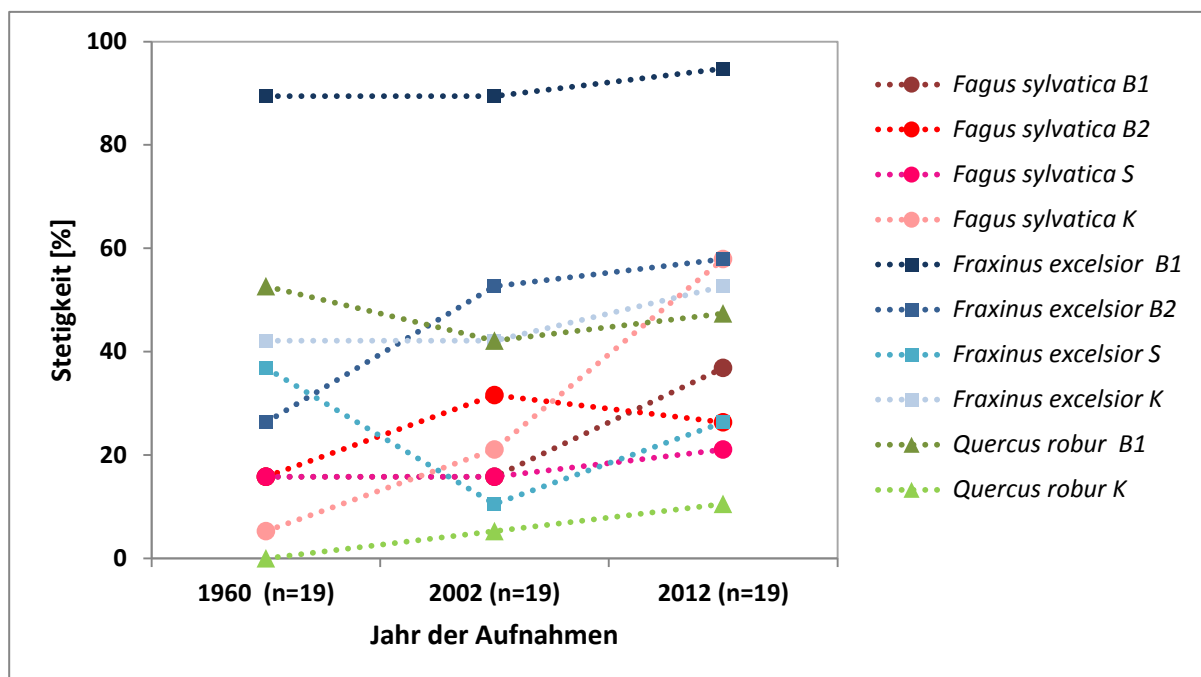


Abb. 38: Stetigkeiten [%] in 1960, 2002 und 2012 von *Fagus sylvatica* (rot), *Fraxinus excelsior* (blau) und *Quercus robur* (grün) in den unterschiedlichen Schichten.

Fig. 38: Consistencies [%] in 1960, 2002 and 2012 of *Fagus sylvatica* (red), *Fraxinus excelsior* (blue) and *Quercus robur* (green) in each layer.

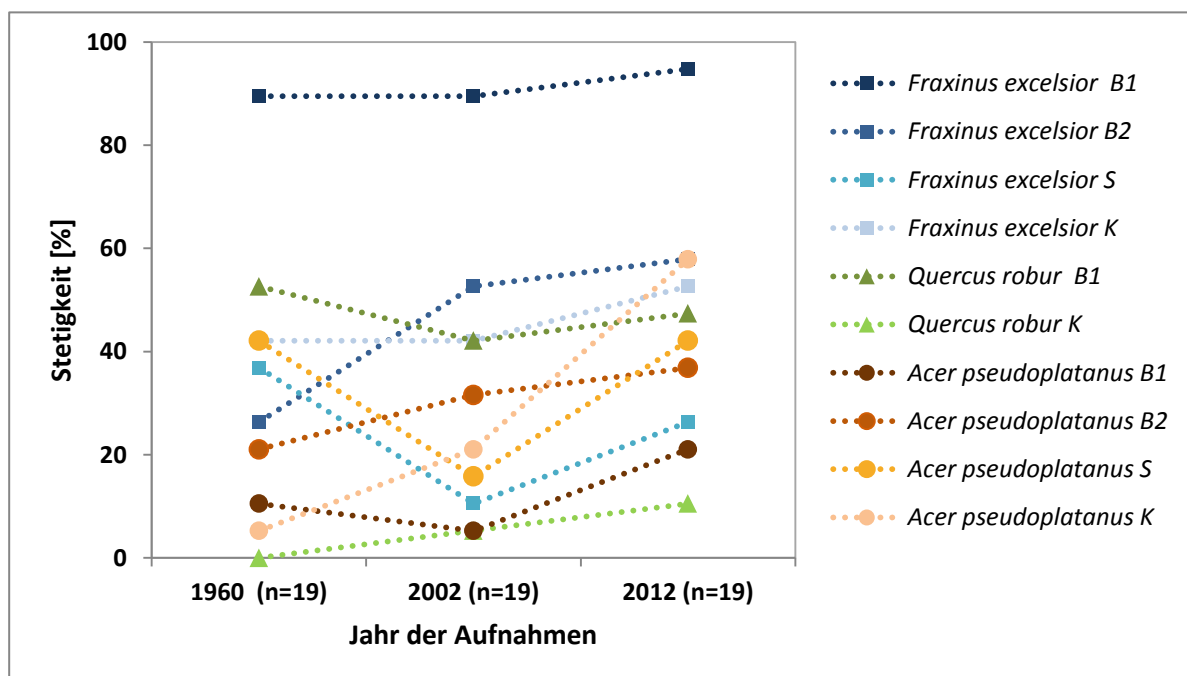


Abb. 39: Stetigkeiten [%] in 1960, 2002 und 2012 von *Acer pseudoplatanus* (orange), *Fraxinus excelsior* (blau) und *Quercus robur* (grün) in den unterschiedlichen Schichten.

Fig. 39: Consistencies [%] in 1960, 2002 and 2012 of *Acer pseudoplatanus* (orange), *Fraxinus excelsior* (blue) and *Quercus robur* (green) in each layer.

Zunahme der Stetigkeit von 1960 bis 2012 beobachtet werden. Bezüglich der Stieleiche (*Q. robur*) fällt auf, dass sie in allen Untersuchungsjahren nur in einer bzw. zwei Schichten vertreten war: Erste Baumschicht (1960, 2002 und 2012) und Krautschicht (2002 und 2012). In der ersten Baumschicht gab es eine leichte Abnahme der Stetigkeit der Stieleiche von 1960 bis 2002. Die Rotbuche (*F. sylvatica*) wiederum war in allen Schichten vertreten und zeigte in allen Schichten eine Zunahme von 1960 bis 2012. Auch der Bergahorn (*A. pseudoplatanus*) war in allen Schichten vertreten (Abb. 39). Bezüglich der ersten Baumschicht und der Strauchschicht gab es von 1960 bis 2002 eine Abnahme in der Stetigkeit und von 2002 bis 2012 eine starke Zunahme. In der zweiten Baumschicht und in der Krautschicht gab es über den gesamten Zeitraum betrachtet eine Zunahme.

4.2.3. Entwicklungsphasen von *Quercus robur*

Von den 136 vermessenen Eichen wurden etwa zwei Drittel (91 Bäume) dem starken bis sehr starken Baumholz (Altholz) zugeordnet (Phase 4 und 5). Etwa 27 % stammten aus der Klasse „Mittleres Baumholz“ und 6 % aus der Klasse „Geringes Baumholz“. Die Phase 1 (Blöße bis Stangenholz) war nicht vertreten (Tab. 11). Die Eiche mit dem geringsten Durchmesser hatte einen BHD von 14,5 cm gefolgt von einer mit einem BHD von 27,5 cm (Abb. 40).

Tab. 11: Einteilung der 136 vermessenen Eichen in verschiedene Altersphasen.

Table 11: Arrangement of the 136 surveyed oaks in different age groups.

Phase	BHD [cm]	Anzahl	%
Phase 1 Blöße bis Stangenholz	< 13	0	0,0
Phase 2 geringes Baumholz	13 - < 35	8	5,9
Phase 3 mittleres Baumholz	35 - < 49	37	27,2
Phase 4 starkes Baumholz	49 - < 70	63	46,3
Phase 5 sehr starkes Baumholz/Altholz	> 70	28	20,6
Gesamt		136	100,0



Abb. 40: Eiche mit dem geringsten gemessenen BHD im Haseder Holz.

Fig. 40: Oak with the lowest surveyed diameter at breast height in the Haseder Holz.

4.2.4. Durchmesser und Jahresringbreite von *Fagus sylvatica*

Von einer im Winter 2011/2012 umgefallenen und anschließend vermutlich durch die Grundstücksbesitzer dem Wald entnommenen Rotbuche war im März 2012 noch der Baumstumpf vorhanden, sodass hier die Jahresringe gezählt und der Durchmesser bestimmt werden konnten (Abb. 41, 42 und 43). Es wurden 120 Jahresringe bei einem Durchmesser von 93 cm ermittelt. Im Mittel war ein Jahresring 0,78 cm breit. Es gab Jahre, in denen ein 1 cm breiter Ring gebildet wurde (Abb. 44). Zum Vergleich wurden zwei Stümpfe von *Fraxinus excelsior* vermessen und die Jahresringe gezählt. Hier ergaben sich Werte von 130 Jahresringen bei 54 cm und 110 Jahresringe bei 52 cm Durchmesser. Die Jahresringe waren im Mittel 0,42 bzw. 0,47 cm breit.



Abb. 41: Umgestürzte Rotbuche im Haseder Holz; 13. Januar 2012.

Fig. 41: Fallen beech in the Haseder Holz; January 13th, 2012.



Abb. 42: Wurzelteller der umgestürzten Rotbuche im Haseder Holz sowie sichtbarer hoher Grundwasserstand; 13. Januar 2012.

Fig. 42: Root plate of a fallen beech in the Haseder Holz as well as the visible high groundwater table; January 13th, 2012.



Abb. 43: Baumstumpf der Rotbuche mit einem Durchmesser von 93 cm; 26. März 2012.

Fig. 43: Tree stump of the beech with a diameter of 93 cm; March 26th, 2012.

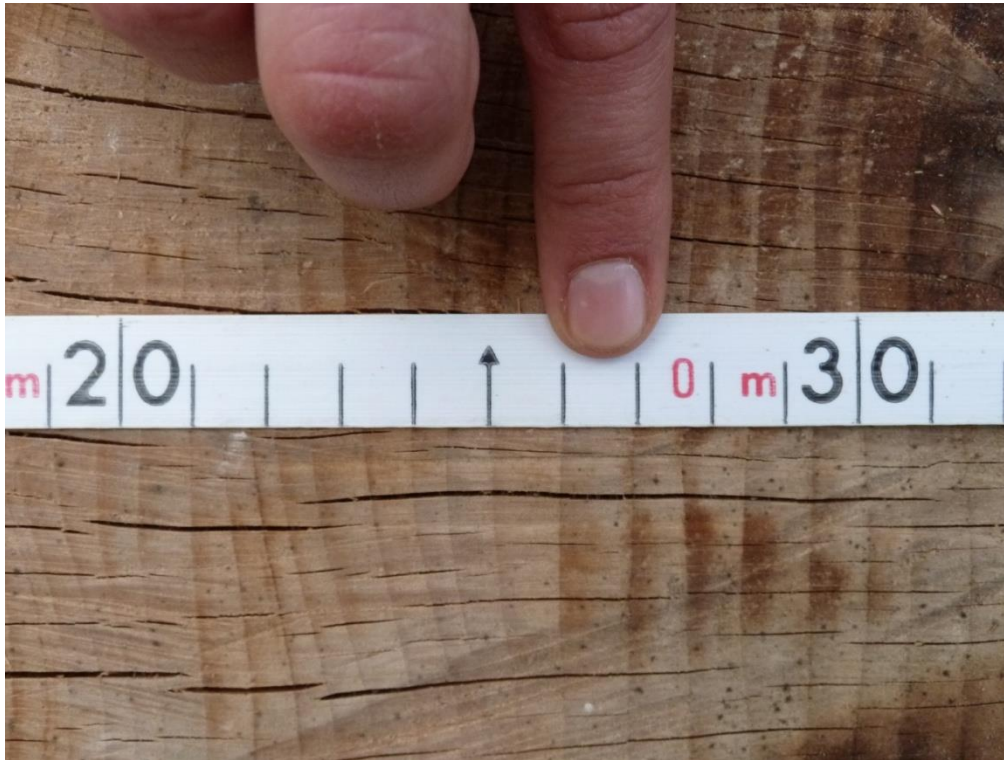


Abb. 44: Jahresringe der Rotbuche mit einer mittleren Breite von 0,78 cm; der Finger zeigt einen 1 cm breiten Jahresring; 26. März 2012.

Fig. 44: Tree rings of the beech with an averaged width of 0.78 cm; the finger shows one 1 cm wide tree ring; March 26th, 2012.

4.2.5. Verbreitung von *Paris quadrifolia* im Haseder Holz

Die Einbeere (*Paris quadrifolia*) hat rezent Vorkommen entlang eines Streifens vom Nordosten des Waldes bis zum Südwesten (Abb. 45). Bezüglich der untersuchten Dauerbeobachtungsflächen kam *P. quadrifolia* 1960 auf zwei Flächen im Nordosten des Waldes (DBF 16 und 42) vor und breitete sich bis zum Jahr 2002 weiter in Richtung Südwesten aus (Abb. 46).

4.2.6. Verbreitung von *Mercurialis perennis* im Haseder Holz

Das Wald-Bingelkraut (*Mercurialis perennis*) kam im Jahr 1960 auf zwei im Nordosten des Waldes liegenden Flächen vor (DBF 15 und 26) und breitete sich bis zum Jahr 2002 weiter in Richtung Süden und Westen aus (DBF 7, 8, 9, 15, 16, 26, 27, 31 und 42) (Abb. 47). Es sind Pflanzen beider Geschlechter vorhanden.

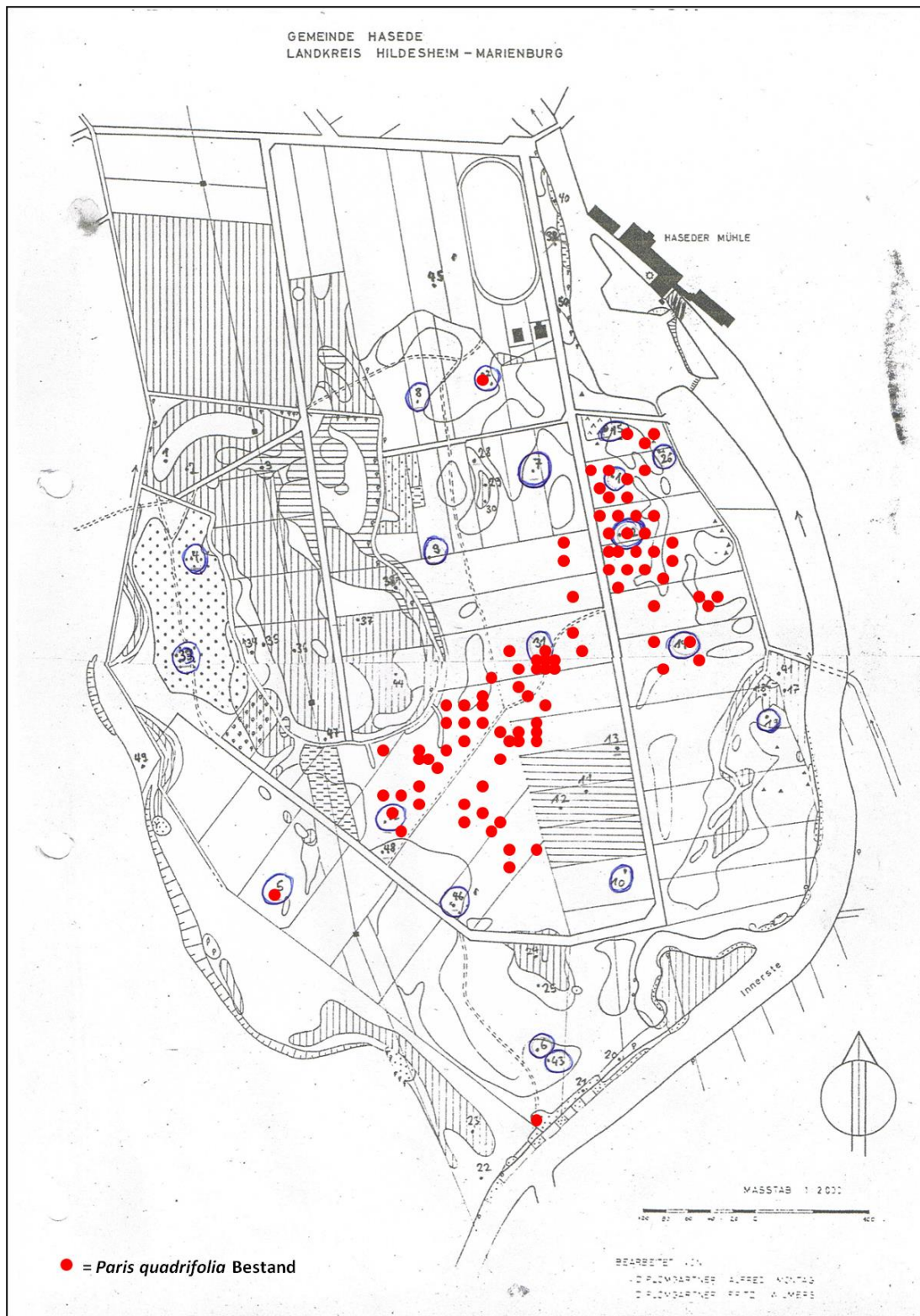


Abb. 45: Verbreitungskarte von *Paris quadrifolia* im Haseder Holz 2012; eingefügte rote Markierungen = Vorkommen von *Paris quadrifolia*; ein roter Punkt steht jeweils für eine Gruppe von Pflanzen. Karte: Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

Fig. 45: Distribution map of *Paris quadrifolia* in the Haseder Holz 2012; red points: occurrence of *Paris quadrifolia*; one red point stands for a group of plants. Map: With kind permission of NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

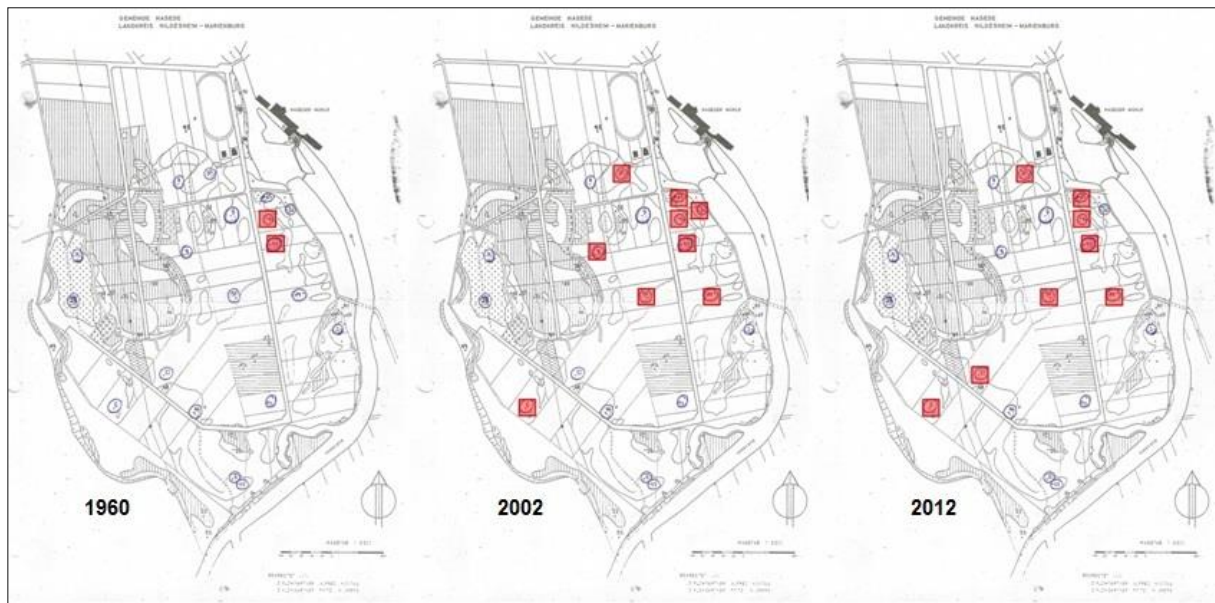


Abb. 46: Vorkommen von *Paris quadrifolia* auf den untersuchten Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1960, 2002 und 2012; Flächen mit Vorkommen von *P. quadrifolia* sind rot markiert; Karte: Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

Fig. 46: Occurrence of *Paris quadrifolia* on the studied permanent plots in the years 1960, 2002 and 2012; plots with occurrence of *Paris quadrifolia* are red marked; Map: With kind permission of NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

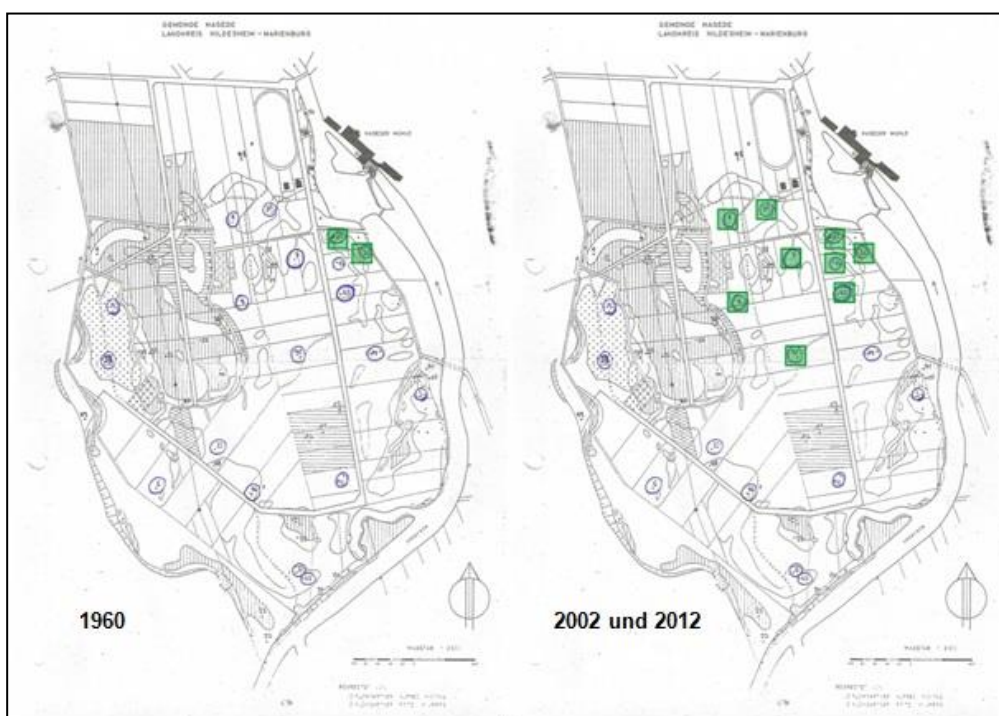


Abb. 47: Vorkommen von *Mercurialis perennis* auf den untersuchten Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1960, 2002 und 2012; Flächen mit Vorkommen von *M. perennis* sind grün markiert; Karte: Mit freundlicher Genehmigung des NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

Fig. 47: Occurrence of *Mercurialis perennis* on the studied permanent plots in the years 1960, 2002 and 2012; plots with occurrence of *Mercurialis perennis* are green marked; Map: With kind permission of NLWKN (MONTAG & WILMERS, o. J.).

4.2.7. Waldbindung der Arten

In allen drei Untersuchungsjahren stammten knapp 90 % der Pflanzenarten aus den Gruppen „Arten mit Bindung an geschlossene Wälder“ (Gruppe 1.1) und „Arten mit überregionalem Vorkommen im Wald und im Offenland“ (Gruppe 2.1). Etwa 5 % der Pflanzenarten waren Arten der „Waldränder und –verlichtungen“ (Gruppe 1.2). Weitere 5 % gehörten der Gruppe 2.2 „auch Wald aber Schwerpunkt Offenland“ an. Der Anteil der Offenlandarten (Gruppe O) lag 1960 und 2012 bei 1% und 2002 3 % (Abb. 48).

Von 1960 bis 2012 hat der Anteil der Arten der geschlossenen Wälder von etwa 37 % auf 49 % zugenommen zu Lasten der Gruppe „Wald wie im Offenland“ (von 52 % auf 41 %).

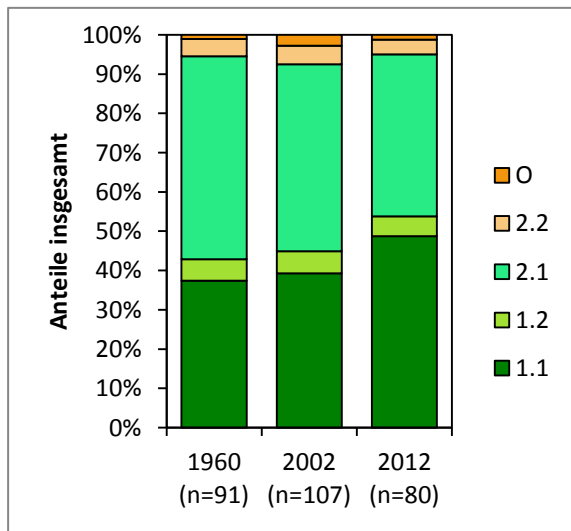


Abb. 48: Prozentuale Verteilung der Arten der unterschiedlichen Waldbindungen (1.1 = geschlossene Wälder, 1.2 = Waldränder und –verlichtungen, 2.1 = Wald wie im Offenland, 2.2 = auch Wald, aber Schwerpunkt Offenland, O = Offenland) (SCHMIDT et al. 2011) im Jahr 1960, 2002 und 2012 insgesamt; n = Anzahl der Arten.

Fig. 48: Percentage distribution of the species into the different groups of forest affinity (1.1 = closed forests, 1.2 = forest edges and thinning, 2.1 = forest as well as open landscape, 2.2 = main focus in open landscape but occurrence also in forests, O = open landscape) (SCHMIDT et al. 2011) in the years 1960, 2002 and 2012 altogether; n = number of species.

4.2.8. Häufigkeitsverteilung der Arten

In allen Untersuchungsjahren kam der größte Anteil der Arten mit der Frequenz 1 vor (Abb. 49). 2002 waren es 32 Arten in dieser Frequenzklasse, 1960 27 und 2012 17. Es ist zu sehen, dass im Jahr 1960 die meisten Arten mit einer geringen Frequenz auftraten (Frequenzklassen 1-4). In den Jahren 2002 und 2012 kamen die meisten Arten mit einer Frequenz von 1 oder 2 vor. Die Frequenzklassen 5 bis 16 wiesen in allen Untersuchungsjahren weniger Arten auf und die Klassen 17, 18 und 19 wieder etwas mehr. Im Jahr 1960 waren es 14 Arten, die mit hoher Frequenz vorkamen (Klassen 17, 18 und 19), 2002 und 2012 waren es 18 Arten.

Fast alle Frequenzklassen enthielten Pflanzenarten aus den Gruppen „Wald wie im Offenland“ und „geschlossener Wald“ (Abb. 50, 51 und 52). Arten der Gruppen „Offenland“, „auch Wald, aber Schwerpunkt Offenland“ sowie „Waldränder und –verlichtungen“ kamen nur in den niedrigeren Frequenzklassen vor (bis Klasse 10 bzw. 8 bzw. 9). Die häufiger vorkommenden Arten (ab Frequenzklasse 11 bzw. 9 bzw. 10) stammten alle entweder aus der Gruppe „geschlossener Wald“ oder „Wald wie im Offenland“. Der Anteil der Offenland- und Schwerpunkt Offenland-Arten, die nur vereinzelt vorkamen, war 2012 geringer als 1960 und 2002.

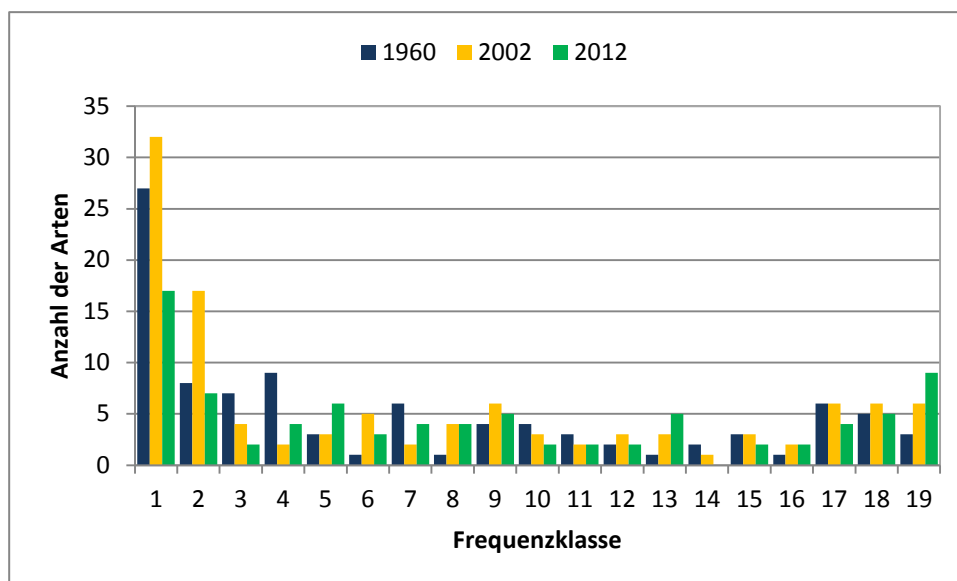


Abb. 49: Häufigkeitsverteilung der erfassten Arten in den Jahren 1960 (blau), 2002 (gelb) und 2012 (grün) auf den 19 Untersuchungsflächen.

Fig. 49: Frequency distribution of the captured species in the years 1960 (blue), 2002 (yellow) and 2012 (green) of 19 permanent plots.

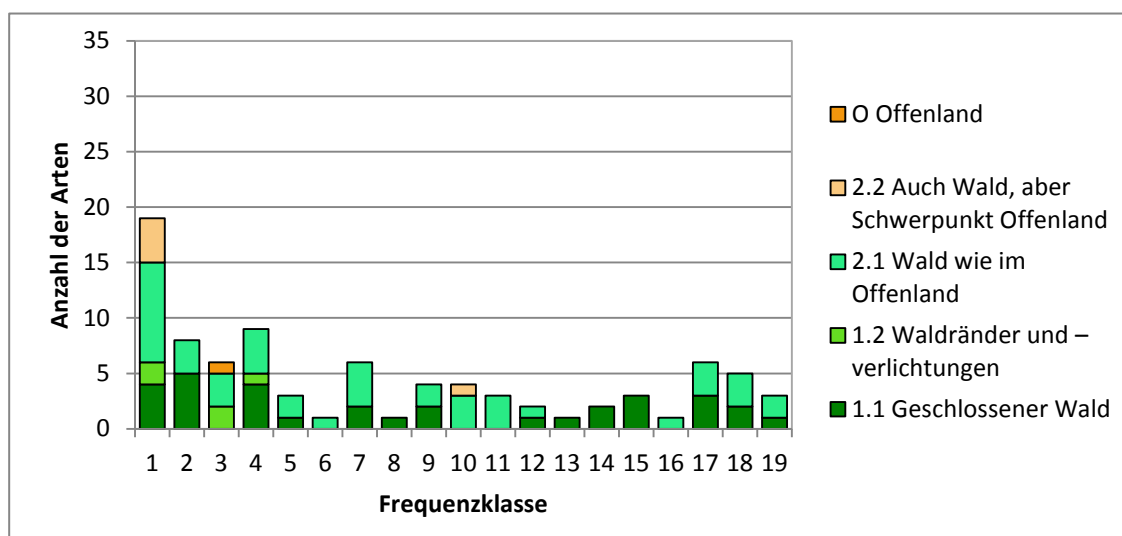


Abb. 50: Häufigkeitsverteilung der erfassten Arten im Jahr 1960 auf den 19 Untersuchungsflächen mit Unterteilung in Gruppen der Stärke der Bindung an Waldstandorte nach SCHMIDT et al. (2011).

Fig. 50: Frequency distribution of the captured species in the year 1960 of 19 permanent plots; classified in groups of forest affinity (SCHMIDT et al. 2011).

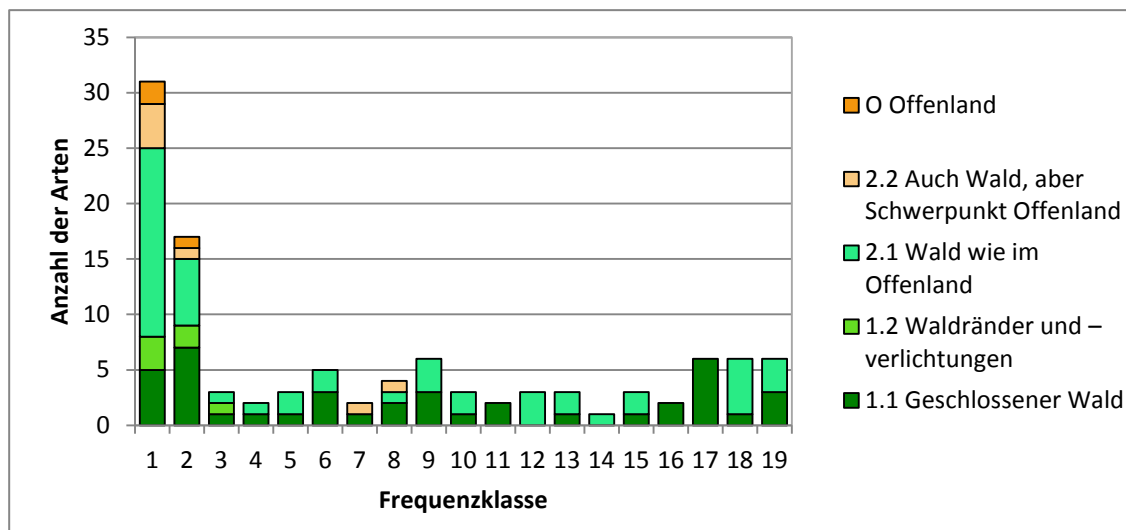


Abb. 51: Häufigkeitsverteilung der erfassten Arten im Jahr 2002 auf den 19 Untersuchungsflächen mit Unterteilung in Gruppen der Stärke der Bindung an Waldstandorte nach SCHMIDT et al. (2011).

Fig. 51: Frequency distribution of the captured species in the year 2002 of 19 permanent plots; classified in groups of forest affinity (SCHMIDT et al. 2011).

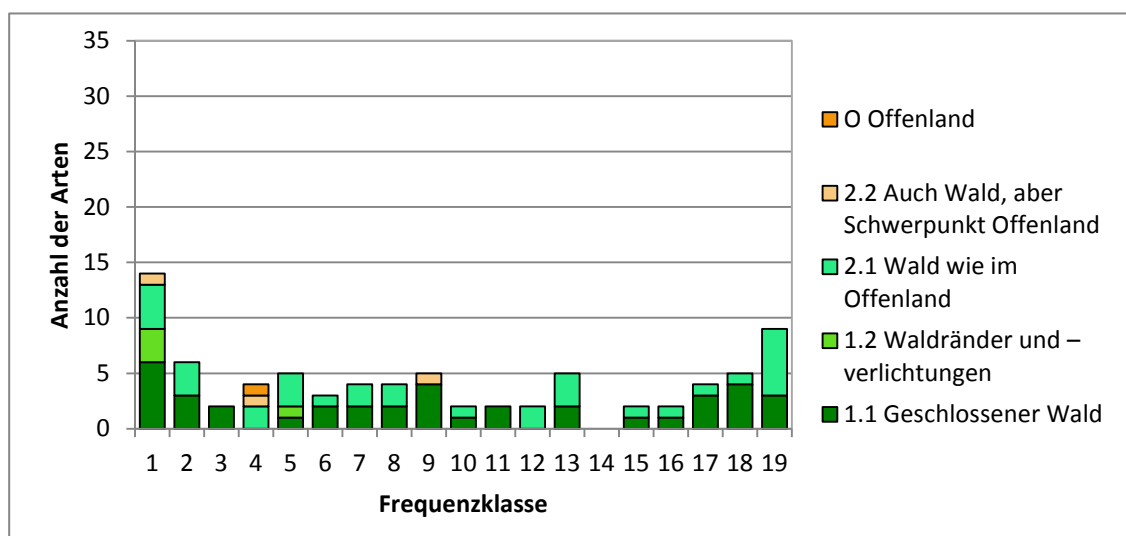


Abb. 52: Häufigkeitsverteilung der erfassten Arten im Jahr 2012 auf den 19 Untersuchungsflächen mit Unterteilung in Gruppen der Stärke der Bindung an Waldstandorte nach SCHMIDT et al. (2011).

Fig. 52: Frequency distribution of the captured species in the year 2012 of 19 permanent plots; classified in groups of forest affinity (SCHMIDT et al. 2011).

5. Diskussion

5.1. Vegetation

Der Hartholzauenwald im Haseder Busch befindet sich im rezenten Überflutungsbereich der Innerste und wies zahlreiche kennzeichnende Arten des Vegetationstyps *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 (=Fraxino-Ulmetum R. Tx. 1952) (Eichen-Ulmen-Auenwälder, Hartholzauenwälder) (POTT, 1995) auf, dem er entsprechend zugeordnet werden kann. Es handelt sich somit um den Biotoptyp 1.8.1 Hartholzauwald im Überflutungsbereich (WHA) (DRACHENFELS, 2011) bzw. nach der FFH-Richtlinie Lebensraumtyp Hartholzauwald (LRT 91F0). Daneben gab es Bereiche, die aufgrund ihres Artenspektrums eher den Erlenbruchwäldern zugeordnet werden konnten. Diese Bereiche waren jedoch nur kleinflächig und zeichneten sich durch ihre tiefere Lage in Mulden oder in unmittelbarer Nähe zu einem Graben aus. Solch feuchtere, tiefer liegende Mulden sind in Auenwäldern nicht untypisch (z. B. KAISER & ZACHARIAS 2003, ZACHARIAS 2003).

Der Haseder Busch stockt auf einem sehr fruchtbaren, nährstoffreichen Auenlehmboden mit hochanstehendem, kalkreichem Grundwasser und kann somit hohe Wachstumsleistungen hervorbringen (DAHL & MONPETAINE 1980, REICHHOLF-RIEHM 1993). Auenwälder zeichnen sich durch eine starke Dynamik und eine hohe natürliche Diversität aus. Die lokalen Störungen durch Hochwasserereignisse führen zu kleinräumigen Veränderungen und somit zu einer hohen standörtlichen Heterogenität (BRUNOTTE et al. 2009, ELLENBERG 1996, REICHHOLF-RIEHM 1993).

Das Haseder Holz zeigte den für Auenwälder charakteristischen mehrstufigen Bestandsaufbau aus mehreren Baumschichten, einer üppigen Strauchschicht sowie einer artenreichen Krautschicht mit einer Mischung aus Arten mesophiler Laubwälder und Feuchte- sowie Nährstoffzeigern (DRACHENFELS 2011, NLWKN 2009). Die Baumschicht wurde vor allem geprägt durch die Gewöhnliche Esche (*Fraxinus excelsior*). Sie war in allen Schichten stark vertreten, zeigte eine hohe Verjüngung und besaß in der ersten Baumschicht eine Stetigkeit von 95 %. Das Haseder Holz stellt einen basenreichen, gut wasserversorgten Standort dar, der der Esche ein optimales Wachstum ermöglicht (Zusammenfassung in GLAESER 2001). Gegenüber Überflutungen ist sie zwar empfindlich, ihre Toleranzgrenze liegt jedoch bei 35 – 40 bzw. 23 – 27 Tagen Überflutungsdauer in der Vegetationszeit (Zusammenfassung in KÜHNE 2004). Sie verträgt im Gegensatz zu der Eiche als Jungpflanze und auch im Alter den Schatten recht gut (ELLENBERG 1996). Neben der Esche spielt die Stieleiche (*Quercus robur*) eine Rolle im Haseder Holz. Die Stieleiche kann im Gegensatz zu den meisten anderen Waldbaumarten mit ihren Wurzeln in dichte Horizonte eindringen und zudem zeitweilige Überflutung in der Vegetationsperiode sowie Staunässe gut vertragen (Zusammenfassung u. a. in KÜHNE 2004). Folglich ist die Art in Auenwäldern in Bezug auf den Standort gut angepasst. Dass *Ulmus minor* als Charakterart des *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 im Haseder Holz 2012 gar nicht (mehr) vorkam, ist nicht untypisch für Auwälder des norddeutschen Flachlandes (ELLENBERG 1996, POTT 1995). So sind einige Auenwälder beschrieben, in denen die Ulmenarten nur selten oder gar nicht vorkommen (Zusammenfassung in ELLENBERG 1996). Im norddeutschen Tiefland gilt die Stieleiche als eine der natürlicherweise prägenden Baumarten der Auenwälder, die hier floristische und ökologische Übergänge zu den Eichen-Hainbuchenwäldern aufweisen (ELLENBERG 1996, POTT 1995, ZACHARIAS 1996). Ein weiterer Aspekt, der das geringe Vorkommen der Ulmen im Haseder Holz erklären könnte, ist das Ulmensterben aufgrund der Holländischen Ulmenkrankheit, die seit dem Ersten Weltkrieg die Ulmenbestände in Europa stark dezimiert hat (z. B. GUNIA 2008). Auch dies konnte in anderen Auenwäldern beobachtet werden (DISTER 1985). Als weitere Baumarten kamen im Haseder Holz unter anderem die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), der Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), die Hainbuche (*Carpinus betulus*), die Winterlinde (*Tilia cordata*) sowie die eher als auenfliehend geltende Rotbuche (*Fagus sylvatica*) vor. Die Rotbuche zeigt eine geringe

bis sehr geringe Toleranz gegenüber Staunässe und Überflutungen (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Ihr ansonsten bis zu 180 cm tiefes Herzwurzelsystem wächst auf Böden mit hoch anstehendem Grundwasser aufgrund ihrer Empfindlichkeit gegenüber Staunässe eher zu einem oberflächennahem Wurzelsystem (Wurzelteller) heran (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) [URL 7]. Die dadurch entstehende geringere Standfestigkeit hat zur Folge, dass sie bei Sturm leichter zu Fall gebracht werden kann (siehe Kap. 4.2.4). Der Luftmangel im Boden, der bei Überflutung oder hoch anstehendem Grundwasser herrscht, wird von ihren Feinwurzeln nicht ertragen, die in der Folge absterben (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Dass die Rotbuche im Haseder Holz dennoch vorkommt, ist zum einen auf die sehr gut nährstoff- und wasserversorgten Auenböden zurückzuführen, die der Rotbuche gute Bedingungen zu einem starken Wachstum liefern. So können ihre Jahresringe bis zu einen Zentimeter breit sein (siehe Kap. 4.2.4). Ihr Vorkommen im Haseder Holz kann zum anderen dadurch erklärt werden, dass hier die Hochwasserereignisse nicht sehr lange dauern und hauptsächlich im Winter und im Frühling vorkommen. Dies schadet der Rotbuche offenbar nicht, wohingegen sie durch länger andauernde Hochwässer mitten in ihrer Vegetationsperiode (Sommer) massiv geschädigt und letztendlich sogar getötet werden kann (ELLENBERG 1996).

Carpinus betulus spielte vor allem für die zweite Baumschicht eine Rolle. Über den Versuchszeitraum konnte eine Zunahme von *C. betulus* vor allem in der Krautschicht festgestellt werden. Die basenreichen Böden im Haseder Holz bieten der Hainbuche offenbar gute Bedingungen. Im Gegensatz zur Rotbuche kann *C. betulus* kürzere Überschwemmungen auch in der Vegetationszeit ertragen (TÜRK 1996).

In feuchteren Bereichen war in allen drei Untersuchungsjahren auch die Schwarzerle zu finden. Die Erle gilt als diejenige Baumart, die unter den einheimischen Arten am besten auf nassen Standorten wachsen kann (AAS 2003, MACHER 2009). Die Erle kann so gut auf dauernd nassen Böden wachsen, da sie in der Lage ist, durch die Lentizellen Sauerstoff aus dem Stamm in die Wurzeln zu leiten. Trotz ihrer hohen Nährstoffansprüche sind Erlen in der Lage, stickstoffarme Standorte zu besiedeln, da sie in einer Symbiose mit Mikroorganismen in Wurzelknöllchen leben, die den Stickstoff aus der Luft binden können (AAS 2003). Der so gewonnene Stickstoff kommt jedoch nicht nur den Erlen zugute. Da ihre Blätter reich an Stickstoff sind und sie sie im Herbst in grünen Zustand abwerfen, gelangt viel Stickstoff in den Boden (AAS 2003, ELLENBERG 1996).

Der vorkommende Fichtenbestand im Haseder Holz wurde vom Menschen angepflanzt. Die hier von Natur aus nicht vorkommende Fichte ist kein Auenwaldbaum (ELLENBERG 1996) und verjüngt sich im Haseder Holz vermutlich nicht. Der Fichtenbestand im Haseder Holz entwickelt sich in Richtung eines naturnahen Auenwaldes mit Laubbäumen. Die Baumschicht des Fichtenbestandes wird aktuell von Esche und anderen Laubbaumarten geprägt.

Die gut ausgebildete Strauchschicht wurde vor allem dominiert von *Corylus avellana*. Weitere vorkommende charakteristische Arten der Strauchschicht waren *Crataegus laevigata* sowie die für Auenwälder typischen *Ribes rubrum*, *Ribes uva-crispa* und *Rubus caesius*.

Die Krautschicht des Haseder Holzes bestand zum einen aus vielen Frühjahrsgeophyten wie dem Hohlen Lerchensporn (*Corydalis cava*), Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria* ssp. *bulbilifer*), Hohe Schlüsselblume (*Primula elatior*), Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) aber auch aus spät im Jahr blühenden Arten wie dem Giersch (*Aegopodium podagraria*), der Einbeere (*Paris quadrifolia*) oder der Brennnessel (*Urtica dioica*). Dieser hohe Artenreichtum und auch das Vorkommen anspruchsvoller Arten ist ein Charakteristikum für Auenwälder (DRACHENFELS 2011, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, ZACHARIAS 1996).

5.2. Standortfaktoren

Die gemessenen $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$ -Werte im Haseder Holz lagen zwischen 6,0 und 7,1, was schwach sauren bis neutralen Böden entspricht. Die gemessenen Werte stimmen gut mit den für Auenböden, die regelmäßig durch hydrogencarbonathaltiges Wasser beeinflusst werden, angegebenen Werten von 6,0 bis 6,9 überein (BLUME et al. 2010). Mit einem steigendem pH-Wert nimmt die Aktivität von Mikroorganismen zu, die dadurch verstärkt Huminstoffe abbauen und so Stickstoff freisetzen. Im Haseder Holz sind als Humusformen Mull bzw. mullartiger Moder vorhanden. Hohe pH-Werte können demnach einer Eutrophierung vorbeugen (BLUME et al. 2010).

Im Haseder Holz konnte zudem festgestellt werden, dass für alle Dauerbeobachtungsflächen (außer den drei westlich liegenden) ein Zusammenhang zwischen dem Grundwasserstand und dem pH-Wert bestand. So waren die Böden basischer, wenn das Grundwasser dichter unter der Oberfläche stand, was auf den Einfluss des Grundwassers bzw. der Innerste zurückgeführt werden könnte. Die Innerste wies im Jahr 2012 etwa 6 km nördlich des Haseder Holzes (Sarstedt) einen mittleren pH-Wert von 7,7 auf (NLWKN 2012). Die drei westlich des Grünlandbereiches „Meer“ liegenden Dauerbeobachtungsflächen wiesen unabhängig vom Grundwasserstand saurere Böden auf.

5.3. Habitatstrukturen und Totholz

Bezüglich der Anzahl der Habitatstrukturen pro Hektar wies das Haseder Holz vergleichbar hohe Werte auf wie Kernflächen im Naturschutz- und FFH-Gebiet Hasbruch, die dem Lebensraumtyp 9160 (Feuchter Eichen- und Hainbuchen-Mischwald) zugeordnet werden und zum Teil seit dem Jahr 1989 ungenutzt sind (Naturwald) (THIEL 2012). THIEL (2012) stellt nach der Methodik nach WINTER & MÖLLER (2008) für die untersuchten Naturwaldflächen einen Wert von 141 Habitatstrukturen pro Hektar und für die untersuchten bewirtschafteten Bereiche einen von 147 fest. Nach der Methodik der NW-FVA (verändert nach MEYER 2007) wurde in den gleichen Untersuchungen ein Wert von 146 Habitatstrukturen pro Hektar für die Naturwaldflächen und 149 Habitatstrukturen pro Hektar für die bewirtschafteten Bereiche ermittelt. Für die untersuchten Flächen im Haseder Holz wurde nach der Methodik nach WINTER & MÖLLER (2008) ein Wert von 141 Habitatstrukturen pro Hektar und nach der Methodik der NW-FVA (verändert nach MEYER 2007) 167 Habitatstrukturen pro Hektar festgestellt.

Die Anzahl der Habitatstrukturen variierte zwischen den einzelnen Baumarten. So zeigte sich im Haseder Holz vor allem *Corylus avellana* strukturreich durch viele abgebrochene Kronen. *Quercus robur* wies mehr Strukturen als *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* und *Fagus sylvatica* auf, war jedoch im Haseder Holz strukturärmer als dieselbe Baumart im Hasbruch (THIEL 2012). Die Rotbuchen waren mit durchschnittlich 0,22 Strukturen pro Stamm vergleichbar mit denen im Hasbruch (durchschnittlich 0,3 Strukturen pro Stamm) (THIEL 2012).

Innerhalb dieser Untersuchungen konnte kein Unterschied zwischen den einzelnen Stärkekassen einer Art festgestellt werden. Strukturen kamen demnach nicht nur an alten, dicken Bäumen vor.

Im Haseder Holz konnten umgerechnet auf einen Hektar 3 stehende und 1 liegendes Totholzobjekt > 50 cm Durchmesser (bzw. bei Weichlaubholz > 30 cm) gefunden werden. Dies entspricht einem hervorragenden Zustand in Bezug auf den Faktor Totholz bei der Beurteilung der Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie (BFN 2010).

5.4. Entwicklungen im Haseder Holz in den letzten 52 Jahren

5.4.1. Hauptbaumarten – die Rolle der Stieleiche

Hinsichtlich der Gehölzarten fällt auf, dass die Stieleiche nur in der ersten Baumschicht (und in 2002 und 2012 in ein bzw. zwei Aufnahmen auch in der Krautschicht) vorkam. Demnach fand keine Etablierung von Jungpflanzen statt, die in die Strauch- bzw. zweite Baumschicht aufwachsen konnten. Die Dokumentation der Entwicklungsphasen der Eiche im Haseder Holz ergab, dass mehr als zwei Drittel der Eichen dem starken bis sehr starken Baumholz angehörten. Nach der Mitchell-Formel kann für diese Eichen ein Alter von etwa 170 bis 230 Jahren abgeleitet werden (KAPPEL & MATTECK 2002). Das restliche Drittel wurde zum Großteil dem mittleren Baumholz (27 %) sowie dem geringen Baumholz (6 %) zugeordnet. Mittels der Mitchell-Formel wurde ebenfalls ermittelt, dass die jüngste vorkommende Stieleiche im Haseder Holz etwa 36 Jahre alt war; die nächstältere etwa 75 Jahre (KAPPEL & MATTECK 2002). Dieses Ausfallen des Eichenaufwuchses wurde bereits in anderen Untersuchungen dokumentiert (z. B. DISTER 1985, KÜHNE 2004, Zusammenfassung in REIF & GÄRTNER 2007, ZACHARIAS 1996). Es gibt verschiedene Faktoren, die eine Auswirkung auf die Verjüngung der Eichen haben, die oftmals komplex miteinander verbunden sind. KÜHNE (2004) stellt fest, dass in der Rheinaue in schwachen Mastjahren 90 – 100 % und in starken Mastjahren 45 – 80 % der im Herbst gefallenen Eicheln im Frühjahr nicht mehr aufzufinden waren. In Versuchen konnte beobachtet werden, dass Eichhörnchen, Hasen, Kaninchen, Mäuse, Eichelhäher und Tauben die Eicheln fraßen und verschleppten (KÜHNE 2004). Als weitere wichtige Faktoren für das Ausbleiben des Eichenaufwuchses sind die Lichtversorgung, der Verbiss durch Wildtiere, der Befall durch Mehltau (*Microsphaera albitoides*), die Konkurrenz durch die Bodenvegetation sowie der Wasserhaushalt zu nennen (KÜHNE 2004, REIF & GÄRTNER 2007). Damit sich junge Eichen erfolgreich etablieren können, sind ein lichtetes Kronendach und eine niedrigwüchsige Bodenvegetation notwendig, denn Eichen brauchen in ihrer Jugend viel Licht und gönnen es dafür aber auch im Alter ihrem Unterwuchs (ELLENBERG 1996, REIF & GÄRTNER 2007). Im Haseder Holz können als der Eichenetablierung entgegenwirkende Faktoren angenommen werden: Prädation, zu geringe Lichtversorgung am Boden, Konkurrenz durch die reiche Bodenvegetation, Konkurrenz durch Schattbaumarten (v. a. Rotbuche und Bergahorn) et cetera.

Ein weiterer Aspekt, der für die Betrachtung der Entwicklung der Eiche von Bedeutung ist, ist der, dass die Eiche in vielen Gebieten früher eine wichtige Nutzpflanze (z. B. Gewinnung von Eichenlohe, Eichellesen zur Schweinemast, Bau- und Brennholz) war und so gezielt durch Anpflanzungen gefördert wurde (Zusammenfassung in GLAESER & VOLK 2008, KÜHNE 2004, REIF & GÄRTNER 2007, ZACHARIAS 1996). Bei natürlicher Entwicklung fehlt der Eiche demnach diese Unterstützung in ihrer Verjüngung. ZACHARIAS (1996) stellt jedoch für das nördliche Harzvorland fest, dass die Stieleiche vor allem auf weniger feucht-nassen Standorten ohne anthropogene Förderung schnell verdrängt wird und dass Auenstandorte bei ausreichender Dynamik durchaus natürliche Eichenstandorte darstellen könnten.

In der ersten Baumschicht war ein Rückgang der Eiche von 1960 bis 2002 von einer Stetigkeit von über 50 % auf 42 % erkennbar. Dies könnte ebenfalls auf die nicht ausreichende Lichtversorgung zurückzuführen sein, da in der ersten Baumschicht vor allem die Gewöhnliche Esche mit einer Stetigkeit von 90 % sehr dominant war und somit mit der Eiche um Licht konkurrierte. Eine Bedrängung der Eichen im Kronenraum mit der Folge des Absterbens von Ästen konnte im Gebiet wiederholt beobachtet werden. 2012 besaß die Esche mit 95 % eine noch höhere Stetigkeit als früher. Allerdings war insgesamt eine Abnahme der Deckung der ersten Baumschicht von 73 % (1960) auf 54 % (2002) bzw. 56 % (2012) zu verzeichnen. Da jedoch zusätzlich zum Rückgang der Eiche auch die Zunahme von schattenverträglichen krautigen Waldarten wie *Mercurialis perennis* für eine stärkere Beschattung des Waldbodens sprach, kann nicht von einer Auflichtung ausgegangen werden. Dies spiegelte sich auch in dem leichten Rückgang der

Deckung der Strauchschicht wider. Die Abnahme der Deckung der ersten Baumschicht könnte auf unterschiedliche Entwicklungsphasen der Vegetation zum Zeitpunkt der Aufnahmen in den Untersuchungsjahren oder auf Abweichungen in der Schätzmethode der Bearbeiter zurückgeführt werden.

Andere mögliche Erklärungen für den Rückgang der Eiche wären, dass sie entweder geschlagen wurden oder aber durch Sturm oder Eichenschädlinge ausgefallen ist.

Der hohe Anteil an Esche ist kein Haseder Holz eigenes Phänomen, sondern wurde in anderen Hartholzauenwäldern ebenfalls beobachtet (z. B. DISTER 1985, GLAESER 2005, GLAESER & SCHMIDT 2007, KÜHNE 2004). Die Esche zeigte im Haseder Busch eine hohe Verjüngung und war in allen Schichten vertreten. Gegenüber Überflutungen und länger anstehendem Druckwasser ist die Esche empfindlich (Zusammenfassung in KÜHNE 2004). Wie bereits erwähnt liegt ihre Toleranzgrenze jedoch bei 35-40 bzw. 23-27 Tagen Überflutung in der Vegetationszeit (Zusammenfassung in KÜHNE 2004). Im Gegensatz zu der Eiche erträgt sie sowohl als Jungpflanze als auch im Alter den Schatten recht gut, ist dafür aber viel empfindlicher gegen Dürre (ELLENBERG 1996). Die Esche wird zudem vom Wild vermutlich weniger geschädigt (DISTER 1985). Allerdings werden die Eschen auch im Haseder Holz derzeit vom Eschentriebsterben (NW-FVA 2009) massiv geschädigt. Die Esche kann dadurch ihre Rolle als dominierende Baumart im Gebiet verlieren. Von den aktuell vorhandenen Baumarten wird davon vermutlich der Bergahorn, der zunehmend an Bedeutung gewann, am meisten profitieren. In allen Schichten bis auf der Strauchschicht zeigte er eine starke Zunahme in der Stetigkeit. 1960 kam der Bergahorn auf vier von 19 Dauerbeobachtungsflächen in der Baumschicht vor; 2012 waren es bereits 8. Die stärkste Zunahme konnte in der Krautschicht beobachtet werden. 1960 wurden auf 5 % der Dauerbeobachtungsflächen junge Ahorne gefunden und 2012 auf mehr als der Hälfte aller Flächen. Da er zudem auch in der Strauchschicht häufig vorkam, kann von einer ausgesprochen erfolgreichen Naturverjüngung gesprochen werden. Dem Bergahorn wird zwar nur eine geringe Überflutungstoleranz nachgesagt (Zusammenfassung in KÜHNE 2004), dafür besitzt er andere Eigenschaften, die ihn konkurrenzfähig machen. So vertragen sowohl die jungen als auch die älteren Pflanzen Beschattung sehr gut und zudem ist er nicht so empfindlich gegenüber Dürre wie andere Arten (Erle, Esche, Buche) (ELLENBERG 1996). Seine Hochwassertoleranz beträgt zwar weniger als acht Tage; sporadische Überflutungen in einzelnen Jahren jedoch können gut überstanden werden (Zusammenfassung in ELLENBERG 1996). Er besitzt zum einen Eigenschaften, die für mitteleuropäische Schlusswaldarten typisch sind als auch Pioniereigenschaften. Da er im Alter nicht so dominant wird wie andere Arten, besitzt er als Strategie eine effektive Verjüngung (HÖLLER & MOSANDL 2009). Schon im jungen Alter produziert der Bergahorn ständig und in hohem Maß Früchte. Die windausgebreiteten Samen keimen zahlreich und haben als Jungpflanzen ein rascheres Wachstum als z. B. die Rotbuche (HÖLLER & MOSANDL 2009, SCHMIDT 2009).

Das stete Vorkommen des Bergahorns in Hartholzauenwäldern ist vor allem für Sachsen und Bayern beschrieben (BÄHRING 2010, MACHER 2009, SCHMIDT 2009). Allerdings bildet er größere Bestände nur in den seltener überschwemmten Bereichen. Vor allem in Altauen, die Übergänge zu Eichen-Hainbuchenwäldern zeigen, konnte er sich stark ausbreiten (SCHMIDT 2009). Da im Haseder Holz Überflutungen in der Regel maximal einmal im Jahr vorkommen und dann nur wenige Tage andauern, konnte sich der Bergahorn trotz seiner geringen Überflutungstoleranz etablieren. Es kann angenommen werden, dass die Art zukünftig eine maßgebliche Rolle beim Bestandesaufbau einnehmen wird.

5.4.2. Veränderungen der Präsenz einzelner Pflanzenarten in der Krautschicht

Das Haseder Holz zeigte sich in allen Untersuchungsjahren ausgesprochen artenreich. Von 1960 bis 2002 gab es eine Zunahme der insgesamt auf den Dauerbeobachtungsflächen vorkommenden Arten und von 2002 bis 2012 nahm diese Zahl wieder ab. Die in den Flächen nicht mehr vorkommenden Arten waren vor allem Halbschatten- bis Halblichtpflanzen (mittlere Lichtzahl aller fehlenden Arten: 6,07). Dies deutet auf eine zunehmende Beschattung des Waldbodens hin. Dass unter den auf den 19 untersuchten Dauerbeobachtungsflächen nicht mehr nachgewiesenen Arten auch Überschwemmungs- und Wechselfeuchtezeiger wie *Humulus lupulus*, *Iris pseudacorus* und *Phalaris arundinacea* waren, deutet auf eine Abnahme der Überschwemmungen bzw. der Dauer feucht-nasser Phasen hin.

Bei einigen krautigen Arten konnte eine starke Zunahme (mindestens zwei Stetigkeitsklassen) beobachtet werden. Hier sind vor allem *Mercurialis perennis*, *Carex sylvatica*, *Paris quadrifolia* sowie *Gagea lutea* zu nennen. Allen diesen Arten ist gemein, dass sie nach ELLENBERG et al. (1992) Tiefschatten- bis Halbschattenpflanzen sind (Lichtzahlen 2-4). Es sind zudem Arten der geschlossenen Wälder (SCHMIDT et al. 2011). Die Zunahme dieser Arten weist ebenfalls darauf hin, dass es am Waldboden des Haseder Holzes insgesamt dunkler geworden war und weniger Störungen auftraten. Bezüglich der Waldarten Wald-Bingelkraut (*Mercurialis perennis*) und Einbeere (*Paris quadrifolia*) fällt auf, dass sie 1960 zunächst nur auf zwei sich in unmittelbarer Nähe zueinander befindlichen Dauerbeobachtungsflächen (Bingelkraut 15 und 26, Einbeere: 16 und 42) im äußersten Nordosten des Waldes vorkamen (siehe Kapitel 4.2.5 und 4.2.6). 2002 und 2012 konnte bei dem Bingelkraut eine Ausbreitung auf die neun nordöstlichsten Dauerbeobachtungsflächen verzeichnet werden. In anderen Teilen des Waldes fehlte es ganz. Das Bingelkraut ist zur Rhizombildung befähigt und kann sich so vegetativ sehr gut ausbreiten (HUTCHINGS & BARKHAM 1976, MUKERJI 1936). Vermutlich hat im Haseder Holz eine starke vegetative Ausbreitung stattgefunden. Der Grund für die Zunahme dieser Schattenart könnte in einer Zunahme des Kronenschlusses Waldes begründet liegen. So konnte auch BÖHLING (2007) feststellen, dass *M. perennis* in einem dunkler gewordenen Wald zunahm. *M. perennis* profitiert grundsätzlich von pH-Werten über 6, wie sie im Haseder Holz bestätigt wurden, da die Art bei pH-Werten unter 6 kein Ammonium mehr aufnehmen kann (ELLENBERG 1996). Die Einbeere breitete sich von Nordosten in Richtung Südwesten in einem breiten Streifen aus. Warum sich die Einbeere in eben diese Richtung ausbreitete, ist unklar. Auf feuchten, nährstoffreichen, basischen Standorten (wie dem Haseder Holz) neigt die Einbeere zu einer stärkeren Ausbreitung und geringeren Triebdichte (JACQUEMYN et al. 2006). Sie breitet sich hauptsächlich vegetativ aus. Die Ausbreitung über Samen mit entweder Vögeln (JACQUEMYN et al. 2006) oder Mollusken [URL 3] als Vektor ist ein eher unregelmäßig stattfindendes Ereignis.

Für einige Strauch- bzw. Baumarten konnte 2002 und 2012 eine stärkere Verjüngung beobachtet werden als 1960. So nahmen die Arten *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Corylus avellana*, *Euonymus europaeus*, *Fagus sylvatica* und *Sambucus nigra* um mindestens zwei Stetigkeitsklassen in der Krautschicht zu. Die Rote Johannisbeere und die Stachelbeere nahmen sowohl in der Kraut- als auch in der Strauchschicht stark zu. Diese mäßigwärme- bis wärmezeigenden Arten fanden gute Bedingungen zur Ausbreitung im Haseder Holz vor. Es wäre auch denkbar, dass ihre Zunahme durch die milderen Temperaturen in Folge des Klimawandels verstärkt wurde.

Es gab einige Arten, die im Jahr 2002 auf den Aufnahmeflächen erstmalig bestätigt wurden. Ein Teil davon kam 2012 in gleich hoher oder höherer Stetigkeit vor und schien sich somit etabliert zu haben (*Gagea lutea*, *Hedera helix*, *Allium oleraceum*, *Impatiens glandulifera*, *Leucojum vernum*). Erwähnenswert ist hier die Etablierung der immergrünen Art *Hedera helix*, für die eine Bedeutung als Bioindikator für den Klimawandel diskutiert wird (HETZEL & JAGEL 2011). Die generelle Zunahme dieser Art wird als Hinweis auf die Zunahme milderer Winter gewertet, da *H. helix* sehr frostsensibel ist (VESTE 2007). Besonders die Kletter- und Baumform ist hier bedeutend, da die

Pflanze so nicht durch Schnee geschützt wird (HETZEL & JAGEL 2011). Durch einen Temperaturanstieg wird es *H. helix* ermöglicht, auch im Winter und im Frühjahr Photosynthese zu betreiben und so einen Vorteil gegenüber den laubabwerfenden Arten zu erlangen (VESTE 2007).

Ein überwiegender Anteil der 2002 neu aufgetretenen krautigen Arten wurde nur in dem Jahr auf den untersuchten Flächen gefunden. Ein Großteil davon kam jedoch auch 2012 vor – nur nicht auf den untersuchten Flächen (*Artemisia vulgaris*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilata*, *Equisetum arvense*, *Lycopus europaeus*, *Platano major*, *Rosa canina*, *Scrophularia nodosa*, *Solanum dulcamara*, *Solidago gigantea*, *Stellaria nemorum*), was wiederum ein Zeichen der Dynamik und der kleinräumigen Heterogenität des Auenwaldes ist. Auch bei einigen Arten, die 1960 und 2002 vorkamen und 2012 auf den Dauerbeobachtungsflächen nicht mehr gefunden wurden, ist es so, dass sie an anderer Stelle gesichtet wurden (*Cirsium oleraceum*, *Galeopsis tetrahit*, *Iris pseudacorus*, *Heracleum sphondylium*, *Humulus lupulus*, *Myosotis sylvatica*, *Phalaris arundinacea*, *Silene dioica*, *Taraxacum officinale* agg., *Veronica chamaedrys*). Insgesamt allerdings gab es eine Abnahme dieser hauptsächlich Halbschatten- bis Halblichtarten. Darunter sind auch Arten, die auf gelegentliche Störungen positiv reagieren. Es kann davon ausgegangen werden, dass in der Nachkriegszeit aufgrund von Holzknappheit und kalten Wintern im Haseder Holz die Holzentnahme und –nutzung durch die Besitzer der Flurstücke größer war als in den letzten Jahrzehnten und somit der Wald mehr Störungen aufwies. Das damals häufigere Vorkommen von Arten wie *Lamium maculatum* und *Galeopsis tetrahit* könnte damit zusammenhängen.

2012 wurden die Arten *Allium ursinum*, *Impatiens parviflora*, *Carduus crispus* sowie *Viola odorata* erstmalig bestätigt. *Allium ursinum* ist eine Zeigerart historisch alter Waldstandorte, die vermutlich auch schon in den Vorjahren im Gebiet vorkam und sich nun bis auf die Aufnahmeflächen ausgebreitet hatte. Bei dem Wohlriechenden Veilchen (*Viola odorata*) war es ebenfalls so, dass die Art schon im Gebiet vorkam und sich 2012 bis auf die untersuchten Flächen ausgebreitet hatte. Die Halblichtpflanze *Carduus crispus* kam mit einem Exemplar auf der Dauerbeobachtungsfläche südlich einer Brennnesselbrachfläche vor, auf der von der Seite mehr Licht einfallen konnte.

Eine Abnahme um mindestens zwei Stetigkeitsklassen wurde bei *Primula elatior*, *Circaea lutetiana*, *Lamium maculatum* und *Ajuga reptans* in der Krautschicht beobachtet. Bei den Halbschatten- bis Halblichtpflanzen *L. maculatum*, *A. reptans* und *P. elatior* könnte sich der Rückgang mit der stärkeren Beschattung am Waldboden erklären lassen. Zudem bevorzugen die vier genannten Arten dauerfeuchte Standorte.

Es waren 2002 einige Pflanzenarten nicht nachweisbar, die 1960 vorhanden waren. Dazu gehörten unter anderem die Pionierbaumarten *Betula pendula* und *Betula pubescens*, die vermutlich der Konkurrenz (um Licht) durch andere Gehölze nicht standhalten konnten (HÄRDTLE et al. 2008). In der Strauchschicht war auf den Untersuchungsflächen der Blutrote Hartriegel (*Cornus sanguinea*) vollständig ausgefallen, was sich auf den stärkeren Kronenschluss der Bäume zurückführen lassen könnte. So gilt *Cornus sanguinea* als lichtliebende Art (ZACHARIAS 2003). Eine weitere Art, die 2012 auf den 19 Dauerbeobachtungsflächen nicht bestätigt werden konnte, ist *Lysimachia nummularia*. Diese Au- und Bruchwaldart ist ein Frische- bis Nässezeiger.

In den drei Untersuchungsjahren wurden insgesamt drei neophytische Krautarten gefunden: *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora* und *Solidago gigantea*. Angesichts der Tatsache, dass natürliche Störungen, wie sie in einem dynamischen Auwald vorkommen, das Auftreten von Neophyten fördern, ist diese Zahl als gering zu bewerten (WSL, 2008). Neophyten gelten als für Flusssufer typisch (BRANDES 2007, DIERSCHKE 2008). Insbesondere die einjährige Art *Impatiens glandulifera* breitete sich in den Flussauen stark aus (DIERSCHKE 2008). Ob das Drüsige Springkraut (*I. glandulifera*) ein Problem darstellt oder nicht, ist nicht geklärt. So gab es Untersuchungen, die ergaben, dass das Drüsige Springkraut eine Bereicherung des Blütenangebots für Insekten darstellt (SCHWABE & KRATOCHWIL 1991). Andere Autoren beschreiben jedoch auch die Bildung von Massenbeständen unter Zurückdrängung anderer Arten (Zusammenfassung in DIERSCHKE

2008). Im Haseder Holz gab es eine Zunahme der Stetigkeit von *I. glandulifera* von 2002 bis 2012. Eine Ausbreitung in dem recht dichten Wald ist jedoch eher unwahrscheinlich, da diese Art Licht- bzw. Halblichtbedingungen (Lichtzahl nach ELLENBERG et al. 1992: 5) bevorzugt. Bezüglich *Solidago gigantea* konnte auf den untersuchten Flächen ein Rückgang verzeichnet werden. Das Kleine Springkraut (*I. parviflora*) trat erstmalig 2012 auf. Da *I. parviflora* als Neophyt in norddeutschen Wäldern etabliert ist ohne Dominanzbestände zu bilden (z. B. BRANDES 1981, SCHMIDT et al. 2008), stellt das Auftreten dieser neophytischen Art vermutlich keine Gefahr für die Pflanzen im Haseder Holz dar.

5.4.3. Waldbindung der Arten

Der Anteil der Arten mit Bindung an geschlossene Wälder nahm über die Jahre von 37 % auf 49 % zu. Dies deutet (wie bereits andere Aspekte) auf ein Dunklerwerden der Bedingungen der Krautschicht des Haseder Holzes hin. In allen Untersuchungsjahren stammten über 90 % der Arten aus den Gruppen 1.1 (Bindung an geschlossene Wälder) sowie 2.1 (Vorkommen im Wald wie im Offenland). Hohe Anteile dieser beiden Gruppen sind typisch für unbewirtschaftete Laubwälder (SCHMIDT et al. 2011). Da diese Anteile in bewirtschafteten Wäldern viel geringer sind und mit zunehmendem Zeitraum ohne Bewirtschaftung ansteigen, können über diese Anteile Aussagen über die Naturnähe eines Gebietes gemacht werden (SCHMIDT et al. 2011). Der Hartholzauenwald im Haseder Busch ist demnach in Bezug auf die Artenzusammensetzung als sehr naturnah einzustufen.

Treten in Wäldern Arten mit Schwerpunkt im Offenland (2.2) oder reine Offenlandarten (O) auf, so werden diese bei deren verstärkter Präsenz je nach Waldtyp als Zeiger anthropogener Störungen angesehen. In den dynamischen Auenwäldern wie dem im Haseder Busch ist jedoch ein gewisser Anteil dieser Arten natürlich und typisch (SCHMIDT et al. 2011). Der Anteil von weniger als zehn Prozent dieser Arten im Haseder Holz ist demnach charakteristisch und nicht kritisch zu beurteilen. Der Anteil dieser Arten hat von 1960 bis 2002 leicht zugenommen (5,1 % bis 7,5 %), aber von 2002 bis 2012 wieder auf 5,1 % abgenommen. Diese Arten kamen allerdings nur in den niedrigen Frequenzklassen vor (bis maximal 10) – der Grundstock der Arten, die auf fast allen untersuchten Flächen vorkamen, bestand nur aus Arten der geschlossenen Wälder sowie Arten der Wälder und des Offenlandes.

5.4.4. Einfluss der Innerste – Rückschlüsse auf den Wasserhaushalt anhand der Arten

Anhand der Arten in den einzelnen Untersuchungsjahren kann nur bedingt auf Veränderungen im Wasserstand oder in der Wasserdynamik geschlossen werden. Es gab auf einzelnen Dauerbeobachtungsflächen Veränderungen. So konnten insbesondere für die DBF 19 weniger unterschiedliche Feuchtezeiger festgestellt werden, was darauf hindeutet, dass diese Fläche über die Jahre trockener geworden ist. Die absolute Zahl der vorkommenden Überschwemmungs- und Wechselfeuchtezeiger nahm über die Jahre erst zu und dann wieder ab. Die Arten, die von 2002 bis 2012 auf den untersuchten Flächen ausgefallen waren, kamen allerdings 2012 an anderen Stellen im Gebiet vor (z.B. *Humulus lupulus*, *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Equisetum arvense*, *Phalaris arundinacea*). Sie waren also nicht vollständig verschwunden. Die Abnahme jedoch deutet auf ein Trockenerwerden des Waldes, insbesondere der nassen Phasen in Flutmulden und Rinnen, und auf ein Abnehmen der für Auenwälder essentiellen Überschwemmungen hin.

5.5. Zusammenfassende Bewertung und Ausblick

Das Haseder Holz gilt nicht umsonst als einer der am besten erhaltenen Hartholzauenwälder in Nordwestdeutschland. Durch die mit dieser Arbeit vorgelegten Untersuchungen konnte sein guter Zustand und seine überregionale Bedeutung bestätigt werden. Der Schutz und die Förderung seiner naturnahen Entwicklung sollten oberste Priorität haben, da das Haseder Holz ein wertvolles Relikt der ehemals verbreiteten Hartholzauenwälder darstellt.

Das Haseder Holz zeichnet sich durch eine hohe Vielfalt an lebensraumtypischen Arten aus. Auf Untersuchungsflächen von 400 m² kamen im Mittel 40 Pflanzenarten vor. Die wichtigsten kennzeichnenden Arten für Hartholzauenwälder des *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 kamen zumeist in hohen Stetigkeiten vor. Der Wald zeigte die für Auenwälder typische Schichtung mit einer dichten Strauch- und Krautschicht sowie lebensraumtypische Strukturen wie kleinere Flutmulden. Eine hohe Dichte und Vielfalt von Mikrohabitaten war vorhanden.

Hinsichtlich des Wasserhaushalts bzw. der Wasserdynamik gab es kleinere Defizite. Die Vielfalt der überschwemmungs- und wechselfeuchtezeigenden Arten hat abgenommen, sodass für eine weiterhin naturnahe Entwicklung auf keinen Fall eine Absenkung des aktuellen Wasserstandes geschehen darf. Zudem sollte dafür gesorgt werden, dass auch in Zukunft regelmäßige Überschwemmungen des Gebiets stattfinden können, damit sich überflutungsintolerante Arten nicht zu Lasten der Auenwaldarten etablieren und ausbreiten können und die kleinstandörtliche Vielfalt erhalten und auch neu geschaffen wird.

Durch den Status des Haseder Busches als Naturschutz- und FFH-Gebiet ist das naturschutzfachliche Ziel der naturnahen Auenwaldentwicklung festgeschrieben. Jegliche Schutzbemühungen sind jedoch in Bezug auf das Ziel von Erhaltung und Förderung des Hartholzauenwaldes als Ziel-Lebensraumtyp nur Erfolg versprechend, wenn die Innerste mit der Funktion des systembildenden Elementes erhalten bleibt. Ohne den aktuell durch den Aufstau der Innerste an der Haseder Mühle gesicherten Wasserstand und die regelmäßigen Überflutungen könnte bei dem rezent stark veränderten Fluss der Auenwald nicht in seinem jetzigen Zustand erhalten bleiben.

Wenn der Hartholzauenwald im Haseder Busch sich weiter natürlich entwickeln kann, wird sich vermutlich ein von *Fraxinus excelsior* geprägter Auenwald mit *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Tilia cordata* und *Carpinus betulus* als Nebenbaumarten etablieren. *Quercus robur* wird ohne gezielte Förderung stark an Bedeutung verlieren. Soll *Quercus robur* als wichtige Art für viele an sie angepasste Tier- und Pflanzenarten hier erhalten bleiben, ist es notwendig, durch Freistellung von Eichenkronen sowie Nachpflanzung junger Eichen mit anschließender Förderung steuernd einzugreifen. Da die Auswirkungen des Eschentriebsterbens bereits im Gebiet zu beobachten waren und vermutlich mit einem stark zunehmenden Absterben der Esche einhergehen werden, ist davon auszugehen, dass die Art ihre führende Rolle im System verlieren wird. Von den aktuell vorhandenen Baumarten dürfte hiervon vorrangig der Bergahorn profitieren.

Um negative Entwicklungen vor allem in Bezug auf die Wasserdynamik feststellen zu können, sollten die Dauerbeobachtungsflächen im Haseder Holz in regelmäßigen Abständen untersucht sowie der Zustand des Waldes bewertet werden. Ob die Abnahme der Vielfalt der wechselfeuchtezeigenden Arten auf die Wasserdynamik zurückzuführen ist, müsste ebenfalls in weiteren Untersuchungen überprüft werden. So sollte zum einen der Grundwasserstand in regelmäßigen Abständen über ein Jahr gemessen werden und zum anderen die Anzahl Tage mit Hochwasser in einem Jahr festgestellt werden.

Für das Verständnis der Dynamik (vor allem auch in der kleinräumigen Heterogenität) in naturnahen Hartholzauenwäldern sind ebenfalls weitere Untersuchungen nötig. Für einzelne Arten sollten in unterschiedlichen Jahren Verbreitungskarten erstellt werden, um so die natürlichen Schwankungen innerhalb des Waldes darstellen zu können.

Danksagung:

Wir bedanken uns beim Landkreis Hildesheim (Untere Naturschutzbehörde Hildesheim, namentlich Frau Martina Stübe) für die Genehmigung und die freundliche Unterstützung dieser Untersuchungen sowie beim NLWKN für die Bereitstellung von Informationen über das Gebiet.

Literatur

- AAS, G. (2003): Die Schwarzerle, *Alnus glutinosa*. Dendrologische Anmerkungen. – LWF Wissen 42: 6–10.
- BÄHRING, A. (2010): Der Einfluss hydrologischer Änderung auf das Wachstum von Auwaldbaumarten – eine dendroökologische Studie. – Masterarbeit an der Universität Leipzig. Fakultät für Biowissenschaften, Pharmazie und Psychologie. Institut für Biologie I: 69 pp.
- BECKER, A. & LAHMER, W. (2004): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 1. – Weißensee Verlag: 1–489.
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. – URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Bewertungsschema_LRT_Sept_2010.pdf (10.10.2011; 18:32 Uhr).
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2010): Scheffer / Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. – 16. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg: 569 pp.
- BLÜML, V., BELTING, H., DIEKMANN, M. & ZACHARIAS, D. (2012): Erfolgreiche Feuchtgrünlandentwicklung durch Naturschutzmaßnahmen – Langfristige Veränderung von Flora, Vegetation und Avifauna am Beispiel des Ochsenmoores in der Dümmeriederung. – Inf.dienst Nat.schutz Nieders. 32/4: 171–235.
- BÖHLING, N. (2007): Dauerflächenbeobachtung im buchenreichen Eichen-Hainbuchenwald „Hohes Reisach“: Regeneriert sich die Artenvielfalt der Waldbodenvegetation nach einer erneuten Durchforstung und Sturmschäden? – Carolina 65: 163–177.
- BRANDES, D. (1981): Neophytengesellschaften der Klasse Artemisietea im südöstlichen Niedersachsen. – Braunsch. Naturk. Schr. 1 (2): 183–211.
- BRANDES, D. (2007): Die Neophyten der Elbufer im Raum Magdeburg. – Braunsch. Naturk. Schr. 7: 821–842.
- BRANDES, D. (2010): Langzeitbeobachtungen von Ruderal- und Adventivpflanzen in Niedersachsen. Vortrag am 31.10.2010 an der TU Braunschweig. – URL: http://www.flora-deutschlands.de/Dateien/Dateien_2010/tagung_2010/Langzeitbeobachtungen.pdf (05.07.2013, 15:38 Uhr).
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Auflage. Springer Verlag Wien: 865 pp.
- BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 87: 1–244.
- DAHL, H.-J. & MONPETAINE, V. (1980): Pflege- und Entwicklungsplan des Naturschutzgebietes "Haseder Busch". – NLVA -N,L,V-, Hannover: 1–23. Unveröffentlicht.

- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. – Ulmer. Stuttgart: 683 pp.
- DIERSCHKE, H. (2008): Dynamik und Konstanz an naturnahen Flussufern – 27 Jahre Dauerflächenuntersuchungen am Oderufer (Harzvorland). – Braunsch. Geobot. Arb. 9: 119–138.
- DISTER, E. (1985): Zur Struktur und Dynamik alter Hartholzauenwälder (*Quercus-ulmetum* Issl. 24) am nördlichen Oberrhein. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Österr. 123: 13–32.
- DRACHENFELS, O. v. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2011. – Nat.schutz Landsch.pflege Nieders. Heft A/4: 1–326.
- DRESCHER, A. (1985): Die südostmitteleuropäischen Hartholzauenwälder - Ein Vergleich. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 123: 33–42.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, W., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – 2. Auflage. Scripta Geobotanica XVIII: 1–258.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 5. Auflage. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 1095 pp.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 6. Auflage. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 1334 pp.
- FFH-Richtlinie (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. – URL: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:DE:HTML> (14.10.2011; 13:05 Uhr).
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – Inf.dienst Nat.schutz Nieders. 24/1: 1–76.
- GLAESER, J. (2001): Die Esche (*Fraxinus excelsior* L.) - ein Baum des Leipziger Auwaldes? – Forstwiss. Cent.bl. 120: 114–12.
- GLAESER, J. (2005): Untersuchungen zur historischen Entwicklung und Vegetation mitteldeutscher Auenwälder. – UFZ-Dissertation 9: 1–163.
- GLAESER, J. & SCHMIDT, P.A. (2007): Zur historischen Entwicklung des Baumartenbestandes von Hartholz-Auenwäldern – dargestellt am Beispiel des Leipziger Auwaldes. – Allg. Forst-Jagdztg. 178. Jg. 5/6: 90–97.
- GLAESER, J. & VOLK, H. (2008): Die historische Entwicklung der Auenwälder in Deutschland – Ein Überblick. – Allg. Forst-Jagdztg. 180. Jg., 7/8: 140–151.
- GUNIA, D. (2008): Die Ansprache von Feld-, Flatter- und Berg-Ulme, die Holländische Ulmenkrankheit und der Ulmen-Rückgang im Raum Dessau: 43-50. – In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2008): Förderung von Wildobst und Feld-Ulme – Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt im Biosphärenreservat Mittelbe. – Ber. Landesamtes Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderheft 2/2008: 1–58.
- GÜRLICH, S. (2009): Die Bedeutung alter Bäume für den Naturschutz – Alt- und Totholz als Lebensraum für bedrohte Artengemeinschaften. – Jahrb. Baumpflege 2009: 189–198.
- HÄRDTLE, W., EWALD, J. & HÖLZEL, N. (2008): Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge. – Stuttgart: Eugen-Ulmer-Verlag: 252 pp.
- HETZEL, I. & JAGEL, A. (2011): *Hedera helix* – Gewöhnlicher Efeu (*Araliaceae*) Arzneipflanze des Jahres 2010. – Jahrb. Boch. Bot. Ver. 2: 206–214.

- HÖLLER, S. & MOSANDL, R. (2009): Der Bergahorn im Bergmischwald – unübertroffen in seinem Verjüngungspotential. – LWF Wissen 62: 24–29.
- HÖXTER, W. (2003): Erstnachweis von *Rhithrogena beskidensis* Alba-Tercedor & Sowa, 1987 (Ephemeroptera, Heptageniidae) für Niedersachsen. – Braunschw. Naturk. Schr. 6 (4): 799–802.
- HUTCHINGS, M.J. & BARKHAM, J.P. (1976): An Investigation of Shoot Interactions in *Mercurialis perennis* L., A Rhizomatous Perennial Herb. – J. Ecol. Vol. 64. No. 2: 723–743.
- JACQUEMYN, H., BRYN, R., HONNAY, O., HENRY, M. & ROLDÁN-RUIZ, I. (2006): Sexual Reproduction, Clonal Diversity and Genetic Differentiation in Patchily Distributed Populations of the Temperate Forest Herb *Paris quadrifolia* (Trilliaceae). – Oecologia 147 (3): 434–444.
- KAISER, T. & ZACHARIAS, D. (2003): PNK-Karten für Niedersachsen auf Basis der BÜK 50. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23 (1): 2–60.
- KAPPEL, R. & MATTECK, C. (2002): Wie genau ist die Mitchell-Formel zur Baumaltersbestimmung aus dem Stammumfang? – Neue Landsch. 08/2002: 45–49.
- KROLL, W. (2003): Erdgeschichte im Innerstetal: 21–23. – In: Paul-Feindt-Stiftung (2003): Naturraum Innerstetal. Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. – Mitt. Paul-Feindt-Stiftung, Bd. 4. Verlag Gebrüder Gerstenberg. Hildesheim: 1–220.
- KÜHNE, C. (2004): Verjüngung der Stieleiche (*Quercus robur* L.) in oberrheinischen Auenwäldern. – Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen: 164 pp.
- MACHER, C. (2009): Überflutungstoleranz des Bergahorns - ein Überblick zum bisherigen Kenntnisstand. – LWF Wissen 62: 33–35.
- MEYER, P. (2007): Permanente Stichprobeninventur im Nationalpark Kellerwald-Edersee Stichprobenverfahren für das Monitoring der Waldstruktur (PSI-Konzept). – Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt. Göttingen: 1–25. Unveröffentlicht.
- MONTAG, A. (1960): Originaldaten der Vegetationsaufnahmen im Haseder Busch.
- MONTAG, A. & WILMERS, F. (o. J.): Übersichtskarte vom Haseder Busch. Maßstab 1:2000 (Datum unbekannt) Unveröffentlicht.
- MUKERJI, S. K. (1936): Contributions to the Autecology of *Mercurialis perennis* L. – J. Ecol. 24 (1): 38–81.
- MÜLLER-USING, S. & BARTSCH, N. (2003): Totholzynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling. Nachlieferung, Ursache und Zersetzung von Totholz. – Allg. Forst-Jagdztg., 174. Jg., 7: 122–130.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 1: FFH-Lebensraumtypen und Biotoptypen mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Hartholzauewälder (91F0). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. – Hannover: 1–16. Unveröffentlicht.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (2012): pH-Werte der Innerste an der Probeentnahmestelle Sarstedt. – Unveröffentlicht.
- NW-FVA (NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT) (2009): 7. Waldschutz-Info 2009 „Eschentriebsterben III“ – Vorläufige Handlungsempfehlungen: 1–4.

- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Auflage. – Ulmer. Stuttgart: 622 pp.
- REICHHOLF-RIEHM, H. (1993): Der Lebensraum Aue. – Mitt. Zool. Ges. Braunau 5 (17/19): 315–327.
- REIF, A. & GÄRTNER, S. (2007): Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) – eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. – Waldoekologie online 5: 79–116.
- REGIERUNGSPRÄSIDENT IN HILDESHEIM (1974): Verordnung über das Naturschutzgebiet "Haseder Busch" in den Gemarkungen Hasede, Klein Giesen und Hildesheim./ Amtsbl. Regierungs-VB Hildesheim 22: 400–401.
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – (URL: <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/RoteListePflanzengesellschaften.pdf> 14.12.2011; 12:25 Uhr).
- ROWELL, D.L. (1997): Bodenkunde: Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung. – Springer. Berlin: 614 pp.
- SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U., EWALD, J. (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. – BfN-Skripten 299: 1–111. – URL: <http://www.nw-fva.de/?id=295> (19.07.2013, 10:59 Uhr).
- SCHMIDT, P.A. (2009): Der Bergahorn – eine typische Mischwald-Baumart süd-mittel-europäischer Bergwälder. – LWF Wissen 62: 13–18.
- SCHMIDT W., HEINRICHS, S., WECKESSER, M., EBRECHT, L. & LAMBERTZ, B. (2008): Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. – Braunsch. Geobot. Arb. 9: 405–434.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1991): Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. – NNA-Berichte 4/1: 14–27.
- STRUBELT, I. (2012): Dynamik im Hartholzauenwald im Haseder Busch (Innersteaue bei Hildesheim) – Ergebnisse eines botanischen Langzeit-Monitorings über 52 Jahre. – Masterthesis Hochschule Bremen. Internationaler Studiengang Technische und Angewandte Biologie: 166 pp. Unveröffentlicht.
- THIEL, F. (2012): Habitatstrukturen im NATURA2000 Gebiet „Hasbruch“, Landkreis Oldenburg: Vergleich von Eichen-Hainbuchen- und Rotbuchenflächen unterschiedlicher Historie und Nutzung. – Masterthesis Hochschule Bremen. Internationaler Studiengang Technische und Angewandte Biologie. Unveröffentlicht.
- TREMP, H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. – Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 141 pp.
- TÜRK, W. (1996): Die Hainbuche in der realen und potentiellen natürlichen Vegetation Mitteleuropas unter besonderer Berücksichtigung Bayerns. – LWF Wissen 12: 19–29.
- UNTERE NATURSCHUTZBEHÖRDE HILDESHEIM (2011): Telefonat mit Frau Martina Stübe.
- UNTERE NATURSCHUTZBEHÖRDE HILDESHEIM (o. J.): Karte des Naturschutzgebiets Haseder Busch.
- VESTE, M. (2007): Auswirkungen des Klimawandels auf die Waldvegetation: Anpassungsfähigkeit und ihre Grenzen: 31–34. – In: KORN, H., SCHLIEP, R. & STADLER, J. (2007): Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland IV –. Ergebnisse und Dokumen-

- tation des 4. Workshops an der Internationalen Naturschutzakademie des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm 14.-17.10.2007. – BfN-Skripten 246: 1–72.
- WEBER, U. (2003): Flusslandschaft im Hildesheimer Raum: 15–20. – In: Paul-Feindt-Stiftung (2003): Naturraum Innerstetal. Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. – Mitt. Paul-Feindt-Stiftung, Bd. 4. Verlag Gebrüder Gerstenberg. Hildesheim: 1–220.
- WINTER, S. & MÖLLER, G.C. (2008): Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *For. Ecol. Manage.* 255: 1251–1261.
- WISSMANN, H. (1997): Die Qualität der Naturschutzgebiete im Landkreis Hildesheim – Ein Beitrag zur Erfolgskontrolle. – Diplomarbeit Universität Hannover. Institut für Landschaftspflege und Naturschutz. Unveröffentlicht.
- WSL (EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT) (2008): Ausbreitung gebietsfremder Arten. Invasive Neophyten auch im Wald? – *Wald Holz* 8/08: 46–49.
- ZACHARIAS, D. (1996): Flora und Vegetation von Wäldern der QUERCO-FAGETEA im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. – *Nat.schutz Landsch.pflege Nieders.* 35: 1–150.
- ZACHARIAS, D. (2002): Originaldaten der Vegetationsaufnahmen im Haseder Busch.
- ZACHARIAS, D. (2003): Naturschutzgebiet "Haseder Busch". Blütenpracht im Auenwald: 179–184. – In: Paul-Feindt-Stiftung (2003): Naturraum Innerstetal. Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. – Mitt. Paul-Feindt-Stiftung, Bd. 4. Verlag Gebrüder Gerstenberg. Hildesheim: 1–220.

Internetquellen

URL 1:

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8062&article_id=42411&psmand=26 (23.09.2011, 17:05 Uhr)

URL 2: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8631&article_id=38733&psmand=26 (14.10.2011, 13:48 Uhr)

URL 3: http://www.bayernflora.de/de/info_pflanzen.php?taxnr=4124 (13.11.2012, 16:32 Uhr)

URL 4: http://www.wsl.ch/dienstleistungen/produkte/software/vegadaz/index_DE (14.11.2011, 14:10 Uhr)

URL 5: <http://www.winstat.de/> (05.01.2011, 11:30 Uhr)

URL 6: http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLa-bel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigati-on%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fausgabe__mittelwerte__akt__node.html%3F__nnn%3Dtrue (05.01.2011, 12:41 Uhr)

URL 7: http://www.stmug.bayern.de/umwelt/boden/lernort_boden/doc/modul_c.pdf (10.12.2012, 12:55 Uhr)

Autoren:

M.Sc. Ilka Strubelt & Prof. Dr. Dietmar Zacharias
Arbeitsgruppe Angewandte und ökologische Botanik
Hochschule Bremen
Fakultät 5, ISTAB
Neustadtswall 30
28199 Bremen
ilka.strubelt@hs-bremen.de
dietmar.zacharias@hs-bremen.de

Anhang

- Tab. 1A: Vegetationsaufnahmen des *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 im Haseder Holz auf 19 Dauerbeobachtungsflächen. Feuchte Ausprägung mit *Alnus glutinosa* (Nr. 1-3), typische Ausprägung (Nr. 4-45), Ausprägung mit *Fagus sylvatica* (Nr. 46-54), Ausprägung mit gepflanzten *Picea abies* (Nr. 55-67). Dargestellt sind jeweils die Aufnahmen der Untersuchungsjahre 1960, 2002 und 2012 jeder Fläche in drei nebeneinander stehenden Spalten. Bearbeiter 1960 Alfred Montag, 2002 Dietmar Zacharias, 2012 Ilka Strubelt (Seite 235 - 237).
- Tab. 2A: BHD der vermessen Stieleichen (Seite 239 – 240).
- Tab. 3A: Habitatstrukturen (Seite 241 - 247).

Tab. 1A: Vegetationsaufnahmen des *Quercus-Ulmetum minoris* Issler 1924 im Haseder Holz auf 19 Dauerbeobachtungsflächen. Feuchte Ausprägung mit *Alnus glutinosa* (Nr. 1-3), typische Ausprägung (Nr. 4-45), Ausprägung mit *Fagus sylvatica* (Nr. 46-54), Ausprägung mit gepflanzten *Picea abies* (Nr. 55-67). Dargestellt sind jeweils die Aufnahmen der Untersuchungsjahre 1960, 2002 und 2012 jeder Fläche in drei nebeneinander stehenden Spalten. Bearbeiter 1960 Alfred Montag, 2002 Dietmar Zacharias, 2012 Ilka Strubelt.

Table 1A: Vegetation relevés of the type *Quercus-Ulmum minoris* Issler 1924 in the Haseder Holz on 19 permanent plots. Moist form with *Alnus glutinosa* (No. 1-3), typical form (No. 4-45), form with *Fagus sylvatica* (No. 46-54), form with planted *Picea abies* (No. 55-67). The relevés from the study years 1960, 2002 and 2012 of each permanent plot are presented in three columns in a row. Editor 1960 Alfred Montag, 2002 Dietmar Zacharias, 2012 Ilka Strubelt.

Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	Sterilität gesamt Sterilität 1960 Sterilität 2002 Sterilität 2012						
Nummer der Aufnahme	19	19	19	16	16	16	26	26	26	7	7	7	42	42	42	14	14	14	4	4	4	9	9	9	5	5	5	46	46	46	27	27	27	33	33	33	32	32	32	8	8	8	31	31	31	43	43	43	6	6	6	10	10	10	15	15	15							
Jahr der Aufnahme	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012	1960	2002	2012										
Größe der Aufnahmefläche [m²]	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400									
Artenzahl	28	46	33	35	30	29	35	30	30	40	42	37	33	30	25	35	44	44	35	48	51	39	53	48	37	41	44	37	38	29	36	41	39	34	36	37	36	48	47	36	47	44	34	44	46	30	47	40	30	42	36	32	30	39	33	36	29							
Deckung Baumschicht 1 [%]	30	30	20	70	60	60	70	40	60	80	60	70	90	60	60	80	50	50	70	50	50	80	65	60	70	50	60	70	40	40	70	70	70	80	40	50	70	60	60	80	60	60	70	50	50	90	70	70	80	70	70	90	50	40	60	50	70							
Deckung Baumschicht 2 [%]	0	0	10	0	20	30	20	30	30	10	25	20	0	5	20	10	20	30	10	30	30	20	20	20	70	30	30	20	40	40	20	10	10	20	10	30	70	15	15	50	20	50	50	30	50	30	5	0	0	5	25	0	40	25	0	35	30							
Deckung Strauchschicht [%]	10	15	20	70	30	40	80	40	50	50	15	20	60	35	20	70	30	30	70	20	20	70	40	50	20	5	15	20	20	20	70	15	30	70	40	30	20	15	10	50	40	50	20	2	4	1	5	80	10	8	20	1	2	0	40	20	40							
Deckung Krautschicht [%]	95	80	95	90	95	80	95	95	85	90	85	90	90	90	90	90	90	90	90	90	70	85	90	80	85	95	90	90	95	95	80	85	90	70	90	90	85	90	90	90	85	90	80	75	70	40	85	75	95	80	90	80	85	50	35									
Baum-schicht B1 B2																																																																
Fraxinus excelsior B1	2	2	2	4	4	3	4	3	3	4	4	3	4	4	4	2	3	3	2	2	2	3	5	4	-	-	1	3	3	3	3	4	4	4	3	3	3	3	4	4	5	4	4	3	4	4	+	-	-	2	1	1	-	4	3	-	2	2	V	V	V	V		
Fraxinus excelsior B2	-	-	1	-	2	+	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	2	1	2	2	-	1	1	1	1	1	-	-	-	2	1	1	+	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	3	-	1	-	+	-	III	II	III	III					
Quercus robur B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	2	2	2	1	2	3	3	-	-	-	3	2	2	4	4	4	3	-	-	3	2	2	2	2	2	3	-	-	-	-	-	-	+	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	III	III	III	III				
Carpinus betulus B2	-	-	-	1	2	2	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	4	3	2	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	3	2	3	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	II	II	II				
Tilia cordata B2	-	-	-	-	-	1	1	1	1	1	1	+	1	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	-	1	2	1	2	2	4	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	II	III	II						
Acer pseudoplatanus B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	2	1	-	1	2	-	-	1	1	2	2	-	-	-	-	-	1	2	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	II	II	II	II			
Fagus sylvatica B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	II	II	II					
Fagus sylvatica B1	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1	-	-	2	2	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	I	II					
Alnus glutinosa B1	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	I	I					
Acer pseudoplatanus B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	3	3	2	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	+	II				
Alnus glutinosa B2	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	I	I			
Prunus avium B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	-	+	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	I	I				
Ulmus glabra B2	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	I				
Carpinus betulus B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+				
Acer campestre B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+				
Picea abies B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	3	+	+	+	+
Salix x rubens B1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	+	+
Hedera helix B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	+	+
Ulmus minor B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	+	-
Betula pubescens B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	+	-	-
Ulmus minor B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	+	-	-
Tilia cordata B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	-	+
Corylus avellana B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	-	+
Aesculus hippocastanum B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	-	-	+
Betula pendula B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	r	+	-	-
Strauchschicht																																																																

Tab. 2A: BHD [cm] der vermessenen Eichen.

Table 2A: Diameter at breast height of the surveyed oaks.

Nr.	BHD [cm]		Ø	Phase					
	1	2							
1	66	76	71	5	34	68	61	64.5	4
2	34.5	32	33.25	2	35	38	40	39	3
3	78	80	79	5	36	70	69	69.5	4
4	47	46	46.5	3	37	50	47	48.5	3
5	55	58	56.5	4	38	63	62	62.5	4
6	46	44	45	3	39	57	59	58	4
7	31	31	31	2	40	73	75	74	5
8	99	84	91.5	5	41	92	85	88.5	5
9	74	75	74.5	5	42	58	59	58.5	4
10	74	71	72.5	5	43	67	69	68	4
11	60	62	61	4	44	55	55	55	4
12	34	34	34	2	45	59	59	59	4
13	51	53	52	4	46	80	81	80.5	5
14	53	51	52	4	47	56	54	55	4
15	67	69	68	4	48	50	48	49	3
16	38	36	37	3	49	60	61	60.5	4
17	63	62	62.5	4	50	81	78	79.5	5
18	32	30	31	2	51	71	66	68.5	4
19	53	53	53	4	52	51	48	49.5	4
20	83	80	81.5	5	53	70	72	71	5
21	71	69	70	4	54	42	41	41.5	3
22	71	72	71.5	5	55	60	59	59.5	4
23	54	54	54	4	56	82	78	80	5
24	72	72	72	5	57	61	60	60.5	4
25	78	78	78	5	58	61	63	62	4
26	71	73	72	5	59	69	70	69.5	4
27	85	84	84.5	5	60	60	59	59.5	4
28	57	54	55.5	4	61	47	46	46.5	3
29	40	39	39.5	3	62	63	60	61.5	4
30	72	73	72.5	5	63	58	58	58	4
31	77	76	76.5	5	64	89	87	88	5
32	66	54	60	4	65	87	79	83	5
33	50	45	47.5	3	66	79	82	80.5	5
					67	38	37	37.5	3
					68	46	43	44.5	3

Nr.	BHD [cm]		Ø	Phase
	1	2		
69	46	49	47.5	3
70	43	44	43.5	3
71	74	70	72	5
72	48	47	47.5	3
73	52	52	52	4
74	61	53	57	4
75	55	54	54.5	4
76	59	60	59.5	4
77	67	68	67.5	4
78	54	55	54.5	4
79	42	41	41.5	3
80	56	52	54	4
81	46	46	46	3
82	60	59	59.5	4
83	52	57	54.5	4
84	28	27	27.5	2
85	14	15	14.5	2
86	50	48	49	3
87	71	72	71.5	5
88	53	56	54.5	4
89	83	87	85	5
90	64	64	64	4
91	47	45	46	3
92	62	58	60	4
93	71	72	71.5	5
94	64	63	63.5	4
95	55	53	54	4
96	59	64	61.5	4
97	66	66	66	4
98	46	45	45.5	3
99	50	52	51	4
100	56	60	58	4
101	50	54	52	4

102	73	71	72	5
103	62	63	62.5	4
104	58	57	57.5	4
105	40	44	42	3
106	45	46	45.5	3
107	62	64	63	4
108	58	57	57.5	4
109	48	49	48.5	3
110	53	57	55	4
111	57	58	57.5	4
112	66	65	65.5	4
113	41	42	41.5	3
114	63	64	63.5	4
115	48	47	47.5	3
116	46	48	47	3
117	33	34	33.5	2
118	46	45	45.5	3
119	53	56	54.5	4
120	45	44	44.5	3
121	45	44	44.5	3
122	56	54	55	4
123	68	68	68	4
124	62	63	62.5	4
125	43	42	42.5	3
126	39	36	37.5	3
127	41	42	41.5	3
128	41	42	41.5	3
129	36	36	36	3
130	41	40	40.5	3
131	62	61	61.5	4
132	47	52	49.5	4
133	47	48	47.5	3
134	47	48	47.5	3
135	33	32	32.5	2
136	76	72	74	5

Tab. 3A: Baumart, Klasse, BHD, Höhe, Höhe des Kronenansatzes sowie Habitatstrukturen nach WINTER & MÖLLER (2008) (HS W&M) und der NW-FVA (verändert nach MEYER, 2007) (HS FVA) auf den untersuchten Dauerbeobachtungsflächen.

Table 3A: Tree species, class, diameter at breast height (BHD), crowning height and microhabitats by WINTER & MÖLLER (2008) (HS W&M) and by NW-FVA (verändert nach MEYER, 2007) (HS FVA) of the studied plots.

Fläche	Nr.	Art	Klasse	BHD [cm]	BHD [cm]	Höhe [m]	Kronen- ansatz	HS W&M			HS FVA		
6	1	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	75,1	76,2	32,5	21,7						
6	2	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	35,1	33,2	29,8	18,8						
6	3	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	55,5	56,0	32,2	24,1						
6	4	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	72,2	64,7	32,4	23,3						
6	5	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	62,0	64,7	33,5	23,2						
6	6	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	34,4	37,1	28,4	23,1						
6	7	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	28,6	26,8	21,6	17,3						
6	8	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	27,2	23,8	16,6	13,4	14			4		
6	9	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	39,5	36,0	29,8	21,5	14	19		4	1	
6	10	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	21,0	18,8	18,5	14,7						
6	11	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	20,4	23,6	19,6	13,6						
7	1	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	15,3	14,6	15,9	11,8						
7	2	<i>Tilia spec.</i>	LSV	10,8	9,1	8,9	5,9						
7	3	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	43,9	36,3	52,1	16,6						
7	4	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	57,2	58,6	31,6	21,5						
7	5	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,9	9,6	6,8	5,8	8			1		
7	6	<i>Quercus robur</i>	LSV	39,6	41,0	30,6	20,9	19					
7	7	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	14,1	14,4	11,7	8,4						
7	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	50,6	48,7	28,6	21,2						
7	9	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	23,5	22,3	18,7	10,5						
7	10	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	41,8	41,7	26,3	21,1						
7	11	<i>Alnus glutinosa</i>	LSV	13,8	13,7	12,8	11,1						
7	12	<i>Quercus robur</i>	LSV	47,0	50,1	27,2	17,0						
7	13	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	62,0	60,7	32,2	21,8						
7	14	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	19,0	19,3	16,1	10,4						
7	15	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	17,5	17,0	17,0	12,5						
7	16	Totholz (Eiche)	TLW	42,4		0,48							
9	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	35,0	34,4	27,1	21,7						
9	2	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	47,2	47,3	30,3	22,6	19			1		
9	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	37,4	39,4	28,4	19,4						
9	4	<i>Corylus avellana</i>	LSV	7,6	7,2	5,8	3,6						

9	5	<i>Quercus robur</i>	LSV	44,0	44,1	28,9	21,0						
9	6	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	32,8	36,3	25,2	20,3						
9	7	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	20,1	25,1	17,2	13,3						
9	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	16,0	15,5	13,4	8,2						
9	9	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	29,9	33,8	20,9	14,3				5		
9	10	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	32,1	33,0	30,8	23,8						
9	11	<i>Fraxinus excelsior</i>	LS(V)	20,3	19,6	18,6	13,3	4					
9	12	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	51,0	51,9	29,0	19,0						
9	13	<i>Corylus avellana</i>	LSV	12,1	10,2	6,3	4,1						
9	14	Totholz (<i>A. glutinosa</i>)	TSS	22,5	20,1	3,3		14	17		1	4	
9	15	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	33,	32,4	29,0	18,4						
9	16	<i>Quercus robur</i>	LSV	58,7	57,3	30,0	19,6						
10	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	35,1	36,9	31,7	23,2						
10	2	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	12,7	12,9	13,4	12,1	14			3		
10	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	39,7	36,4	29,5	22,0						
10	4	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	45,1	45,3	32,7	25,4						
10	5	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	46,9	49,3	30,3	18,8						
10	6	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	35,4	35,7	33,1	23,3						
10	7	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	34,6	34,0	34,0	21,9						
10	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	45,0	44,3	34,3	22,2						
10	9	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	29,3	30,2	28,7	18,0						
10	10	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	19,3	20,5	18,9	13,2						
10	11	<i>Alnus glutinosa</i>	LSV	35,4	36,0	31,6	21,8						
10	12	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	48,1	48,5	34,6	25,4						
10	13	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	20,1	17,6	19,9	9,9						
10	14	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	17,8	15,9	18,8	12,0						
10	15	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	13,9	14,2	11,4	9,5						
10	16	<i>Fraxinus excelsior</i>	LS(V)	27,3	28,6	24,6	16,2	4					
10	17	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	11,2	10,5	11,9	9,7						
10	18	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	35,3	35,6	31,3	19,8						
10	19	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	13,2	12,7	11,6	7,8						
10	20	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	30,6	30,5	28,7	19,8						
10	21	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	28,5	28,1	29,5	20,5						
10	22	<i>Fraxinus excelsior</i>	LS(V)	31,3	32,4	26,0	20,3	10	19	4	5	1	
10	23	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	17,6	17,6	17,5	12,7						
10	24	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	10,7	11,8	12,1	8,4						
10	25	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	22,4	22,1	24,1	13,2						
10	26	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	28,4	29,3	24,7	16,1						

14	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	39,0	44,4	32,1	23,7						
14	2	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	10,8	10,6	16,1	9,4						
14	3	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	15,1	17,2	13,4	7,4	19			1		
14	4	<i>Corylus avellana</i>	LSV	14,3	10,7	6,9	4,6						
14	5	<i>Quercus robur</i>	LSV	64,7	65,4	32,9	19,5						
14	6a	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	12,8	13,3	12,9	7,9						
14	6b	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	20,6	21,3	19,6	13,2	19			1		
14	7	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	29,7	27,8	28,2	17,9	19			1		
14	8	<i>Quercus robur</i>	LSV	48,7	46,9	28,6	16,5	19			1		
14	9	<i>Carpinus betulus</i>	LSV	27,1	29,2	20,5	8,2						
14	10	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	9,9	9,6	12,0	7,3						
14	11	<i>Fraxinus excelsior</i>	LS(V)	8,7	9,2	9,6	5,5	8			1		
14	12	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	8,7	8,2	8,7	5,2	6	4		1		
14	13	<i>Corylus avellana</i>	LSV	8,0	8,5	7,5	4,1	19			1		
14	14	<i>Corylus avellana</i>	LSV	11,9	11,1	8,9	5,1						
14	15	Totholz	TLWS	39,5	46,5	0,77							
14	16	Totholz	TLS	24,2	23,3	0,78							
14	17	Totholz	TLWS	32,2	30,5	1,69		17					
16	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	64,0	59,3	40,5	26,0	17	19		1		
16	2a	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	10,3	9,6	6,7	4,6	4					
16	2b	<i>Corylus avellana</i>	LSV	9,6	9,7	11,4	4,7						
16	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	57,1	58,3	34,8	24,5						
16	4	<i>Corylus avellana</i>	TSS	9,3	9,2	3,9					1		
16	5	<i>Corylus avellana</i>	LSV	8,2	8,4	8,4	6,2						
16	6	<i>Corylus avellana</i>	LSV	10,0	10,1	8,6	4,0						
16	7	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	7,2	7,3	5,7	3,7	5			1		
16	8a	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	62,7	61,7	40,2	21,4						
16	8b	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	9,7	9,7	9,2	6,6						
16	9	<i>Ulmus spec.</i>	LSV	26,5	27,9	20,5	15,1						
16	10	<i>Tilia spec.</i>	LSV	18,5	16,3	21,6	7,7						
16	11	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,4	9,3	6,6	1,8	8	19		1		
16	12	<i>Corylus avellana</i>	LSS	10,9	9,3	2,9		19	7		1		
16	13	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	65,0	61,4	39,3	22,4						
16	14	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	65,6	66,8	43,7	24,8						
16	15	<i>Carpinus betulus</i>	LSV	34,0	35,1	20,4	7,0						
19	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	43,3	41,0	28,9	16,8						
19	2	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	21,5	19,4	20,5	14,7						
19	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	55,3	56,7	31,5	19,0						

19	4a	<i>Corylus avellana</i>	LSV	11,2	8,7	5,1	3,2						
19	4b	<i>Corylus avellana</i>	LSV	11,5	11,8	8,3	4,3						
19	5	<i>Alnus glutinosa</i>	LS(V)	26,4	27,3	20,2	13,6	4	17				
19	6	<i>Corylus avellana</i>	LSV	10,6	10,0	7,4	2,9						
19	7	<i>Fraxinus excelsior</i>	LS(V)	24,2	21,0	9,7	6,6	8	10	17	1		
19	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	44,5	44,9	32,7	24,9						
19	9	<i>Alnus glutinosa</i>	LSV	51,6	48,6	34,5	20,2	12			3		
19	10	<i>Alnus glutinosa</i>	LSV	9,8	8,0	4,2	2,9						
19	11	Totholz (<i>F. excelsior</i>)	TLWS	27,9	25,6	2,0							
26	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	31,9	32,4	20,8	13,0						
26	2	<i>Tilia spec.</i>	LSV	18,2	18,5	11,1	6,3						
26	3a	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	102,0		41,5	19,5						
26	3b	<i>Corylus avellana</i>	LSV	10,3	8,6	6,1	3,9	6			1		
26	4	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,3	9,2	7,6	3,4	4					
26	5a	<i>Corylus avellana</i>	LSV	11,3	10,6	11,0	6,7						
26	5b	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	8,7	7,8	4,2	2,3	4	19		1		
26	5c	<i>Corylus avellana</i>	LSV	11,1	11,3	7,4	4,1						
26	6	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	11,7	10,3	7,6	4,5	4			1		
26	7	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,4	10,3	8,1	5,8	10	6		1		
26	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	29,1	29,4	27,0	18,6						
26	9a	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,3	8,2	7,3	3,1	4	19		1		
26	9b	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	10,0	7,3	5,6	3,0	4	19		1		
26	10	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	60,5	57,9	38,2	19,4						
26	11	<i>Tilia spec.</i>	LSV	29,8	29,5	30,1	17,0						
26	12	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	44,6	47,2	37,7	22,9						
26	13	<i>Carpinus betulus</i>	LSV	25,0	21,9	13,0	7,8						
26	14	<i>Carpinus betulus</i>	LSV	22,5	19,2	15,2	9,6						
26	15	<i>Fraxinus excelsior</i>	TLS	30,3	28,5	11,1							
27	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	22,8	21,1	22,0	12,1						
27	2	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	61,9	62,0	30,0	21,1						
27	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	33,0	33,7	23,3	14,7						
27	4	<i>Fraxinus excelsior</i>	TSV	15,9	16,3	11,8		17			1		
27	5	<i>Carpinus betulus</i>	LSV	28,7	28,8	17,3	8,5						
27	6	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	43,9	43,2	34,8	18,3						
27	7	<i>Tilia spec.</i>	LSV	20,4	21,7	16,0	8,0						
27	8a	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,0	8,0	6,5	5,0	4					
27	8b	<i>Corylus avellana</i>	LSV	9,0	8,9	7,9	4,5						
27	9	<i>Tilia spec.</i>	LSV	18,6	17,7	12,5	7,8						

27	10	<i>Sambucus nigra</i>	LSV	11,1	11,2	9,3	4,9						
27	11a	<i>Corylus avellana</i>	TS(V)	9,6	9,7	6,6	(3,4)					1	
27	11b	<i>Corylus avellana</i>	LSV	8,1	8,6	7,3	3,7						
27	12	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	57,1	53,5	30,3	14,6						
27	13	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	57,9	55,7	25,3	15,1						
27	14	<i>Quercus robur</i>	LSV	59,0	62,8	26,4	17,3						
27	15	<i>Quercus robur</i>	LSV	51,9	53,3	25,7	17,9						
31	1	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	15,9	15,0	14,1	7,0					1	
31	2	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	23,0	20,3	18,7	12,3	19				1	
31	3	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	25,3	22,0	15,7	10,7						
31	4	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	72,6	76,1	37,0	22,9						
31	5	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	19,5	22,5	17,6	10,8	19				1	
31	6	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	21,4	22,4	17,0	9,7						
31	7	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	9,4	9,4	9,2	4,9						
31	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	38,4	40,0	31,9	20,9						
31	9	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	21,2	22,7	19,4	11,5						
31	10	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LS(V)	20,1	19,1	13,6	8,4	4	12			3	
31	11	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	25,8	27,2	22,2	14,8	19				1	
31	12	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	27,0	28,0	20,8	13,6						
31	13	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	67,7	66,0	34,0	23,1						
31	14	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	31,2	29,1	21,2	13,6						
31	15	Totholz (<i>F. excelsior</i>)	TLSK	22,1	18,5	10,51							
31	16	Totholz	TLS	26,3	17,9	1,71						6	
31	17	Totholz	TLS	22,7	15,0	3,09						6	
31	18	Totholz (<i>F. excelsior</i>)	TLS	26,0	25,3	4,40						2	
31	19	Totholz	TLS	31,2	21,7	2,13						6	
33	1	<i>Prunus avium</i>	LSV	20,2	18,0	16,3	10,9						
33	2a	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	7,2	8,5	7,8	5,5	4					
33	2b	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	7,4	7,9	9,9	5,7						
33	2c	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	8,2	8,3	8,1	5,4						
33	3a	<i>Corylus avellana</i>	LSV	6,7	7,7	9,1	6,3						
33	3b	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	8,1	8,2	7,4	4,7	19	4			1	
33	4	<i>Quercus robur</i>	LSV	56,6	59,1	23,5	15,6	19	17	12		1	3
33	5	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	15,5	18,0	15,5	9,4						
33	6	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	23,0	24,8	21,6	13,7						
33	7	<i>Quercus robur</i>	LSV	50,6	50,9	28,8	23,2	12				3	
33	8	<i>Sambucus nigra</i>	LSV	9,2	7,2	5,8	3,6	14				3	
33	9	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	46,1	40,7	27,7	19,8						

33	10	<i>Corylus avellana</i>	LSV	8,0	7,2	8,3	5,0				1		
33	11a	<i>Corylus avellana</i>	TSS	7,3	7,9	2,8					1		
33	11b	<i>Corylus avellana</i>	LSV	9,0	7,8	8,9	5,7						
33	12	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	42,9	44,6	28,1	17,5						
33	13	<i>Tilia spec.</i>	LSV	15,9	18,1	16,0	9,3						
33	14	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	49,0	50,0	29,9	21,2						
33	15	<i>Tilia spec.</i>	LSV	24,1	18,2	14,0	9,1						
33	16	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	55,3	54,5	28,6	19,6						
33	17	<i>Tilia spec.</i>	LSV	23,6	32,7	17,3	10,1						
33	18	<i>Tilia spec.</i>	LSV	22,0	21,0	14,2	8,9						
33	19	<i>Quercus robur</i>	LSV	52,2	58,0	25,0	16,6						
33	20	<i>Corylus avellana</i>	LLV	9,1	7,9	22,0	0,5						
33	21	Totholz (Eiche)	TSws	46,5		1,43							
42	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	59,6	58,9	33,9	22,7						
42	2a	<i>Corylus avellana</i>	TSS	10,0	11,2	2,0							
42	2b	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	13,0	11,1	11,5	6,3	4			1		
42	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	34,0	34,1	32,7	25,8						
42	4	<i>Corylus avellana</i>	LSV	9,2	10,2	8,6	5,6						
42	5	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	19,9	20,7	17,2	9,9						
42	6	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	45,3	44,3	34,9	23,2						
42	7	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	19,9	19,4	16,2	7,7						
42	8a	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	11,1	11,1	10,3	5,9	8					
42	8b	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	11,2	11,4	7,1	4,7	5					
42	9	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	31,6	30,9	35,6	22,3						
42	10	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	46,7	44,6	36,1	20,3						
42	11	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	8,3	8,3	8,5	6,1	5					
42	12	<i>Corylus avellana</i>	LSV	8,2	9,6	4,6	2,9						
42	13	<i>Corylus avellana</i>	LS(V)	9,6	9,4	8,4	4,3	4	6		1		
43	1	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	80,2		34,7	22,1	19			1		
43	2	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	54,0	58,9	35,8	23,7						
43	3	<i>Fagus sylvatica</i>	LS(V)	55,6	49,3	32,5	24,8	4					
43	4	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	57,0	59,7	31,7	22,9						
43	5	<i>Fagus sylvatica</i>	LS(V)	33,0	33,9	26,4	16,9	4					
43	6	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	56,6	56,8	29,8	22,2	19	17		1		
43	7	<i>Fagus sylvatica</i>	LS(V)	33,7	34,6	29,6	21,2	4					
43	8	<i>Fagus sylvatica</i>	LS(V)	44,6	42,8	30,3	19,0	4					
43	9	<i>Quercus robur</i>	LSV	65,5	69,1	33,9	23,8						
43	10	Totholz (Eiche)	TLWS	41,2	37,7	0,9							

46	1	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	59,1	60,4	30,6	21,2	19			1		
46	2	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	21,8	22,0	23,6	17,6						
46	3	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	52,1	54,7	30,3	20,8						
46	4	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	21,8	23,1	18,6	14,5						
46	5	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	10,2	9,0	8,5	7,6						
46	6	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	24,7	22,3	21,0	17,2						
46	7	<i>Fagus sylvatica</i>	LSV	9,0	8,0	7,9	4,8						
46	8	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	15,0	15,3	15,3	10,5						
46	9	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LS(V)	14,3	14,9	10,7	7,2	4					
46	10	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	16,0	14,4	13,2	11,1						
46	11	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	12,4	13,3	12,6	7,7						
46	12	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	44,4	52,6	32,4	18,7						
46	13	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	15,5	14,4	13,0	9,4						
46	14	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	12,4	12,4	15,5	7,7						
46	15	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	20,8	21,3	16,6	9,5						
46	16	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	70,0	62,5	31,9	20,5	10			1		
46	17	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	53,9	52,7	29,7	15,7						
46	18	<i>Corylus avellana</i>	LSV	7,8	7,9	4,5	3,9						
46	19	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	24,3	22,0	16,9	13,3						
46	20	<i>Fraxinus excelsior</i>	LSV	7,2	7,7	8,7	8,2						
46	21	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	15,6	17,1	17,4	12,2						
46	22	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	23,5	23,6	17,4	12,0						
46	23	<i>Acer pseudoplatanus</i>	LSV	22,6	20,9	17,6	12,9				1		
46	24	<i>Fraxinus excelsior</i>	TSV	10,9	10,5	11,3	8,6						
46	25	Totholz (Eiche)	TLWS	35,3	35,6	7,3							

Gefährdete Sandvegetation der nördlichen Oberrheinebene: vegetationsökologische Untersuchungen der Technischen Universität Darmstadt 1995-2013 im Landkreis Darmstadt-Dieburg und im Bereich der Stadt Darmstadt

Angelika Schwabe, Carsten Eichberg, Michael Stroh & Christian Storm

Abstract

Threatened sand vegetation of the northern Upper Rhine Valley: vegetation ecological studies of the “Technische Universität Darmstadt“ 1995-2013 in the administrative district of Darmstadt-Dieburg and the city district of Darmstadt

In the last nearly twenty years we ran a series of studies on the threatened sand vegetation of the northern Upper Rhine Valley with the aim to work out empirical data and rules for the protection and restoration of these vanishing, highly fragmented ecosystem types. This paper summarizes results of these studies.

Various Fauna-Flora-Habitat types as well as threatened plant and animal species occur in the study area. The characteristic vegetation types in the course of early to mid-succession are: *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri*, *Koelerion glaucae* and *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*. More consolidated sites are characterized by stands of the *Armerio-Festucetum trachyphyllae* with slightly acidic conditions in the top-soil layer. Sheep grazing was established in the years 1999/2000; some years later, additionally donkey grazing was implemented.

We studied abiotic soil conditions, floristic composition and structure, phytodiversity (also in relation to productivity), soil seed bank, seed dispersal, seed rain and spontaneous succession. We developed a successional model with two main pathways: if soil nutrient contents are relatively low (especially phosphate) there is a typical and relatively slow pathway from pioneer vegetation / *Koelerion glaucae* to *Allio-Stipetum*; if the values are higher there is a quick pathway of ruderalization. Our hypothesis was that by grazing it should be possible to develop a mosaic structure of different successional stages, and especially to divert the ruderal pathway into the typical pathway.

Permanent-plot studies for mostly more than 10 years have shown that, if an appropriate management is carried out, grazing is beneficial for the nature-conservation value of the sites. For instance, we detected higher proportions of target species in the grazed plots and higher cover percentages of competitive grasses, such as *Calamagrostis epigejos*, in the ungrazed plots. Especially successive grazing by sheep and donkeys will reduce competitors.

Remarkable are the effects of sheep within the generative regeneration cycle of plant species of open sand vegetation. There is the creation of gaps by trampling which favours low-competitive plant species, involving an activation of the soil seed bank. Furthermore, sheep act as seed-dispersal vectors for many species by means of their fur (epizoochory) and their digestive system (endozoochory). The numbers of dispersed seeds per day are enormous. Field experiments have shown, that some Red-List species are able to survive mastication and digestive passage, then to set seedlings, establish and set seeds. There is an environmental sieve in the harsh environment which causes that competitive graminoid species have little chances of establishment after endozoochoric dispersal. We were able to show, that sheep act as “gardeners” by trampling on seeds and incorporating them into the soil; buried seeds are protected from above-ground predation and have higher seedling-emergence success (this was shown for the highly threatened species *Jurinea cyanoides*). Additionally, sheep favour the seedling-emergence and fruiting success of dung-embedded seeds by trampling on sheep or rabbit dung and creating a seed bed.

Restoration practices are successful especially when using a combination of abiotic (use of nutrient-poor sand as an upper soil layer) and biotic approaches (inoculation with plant material of target areas). It is possible to restore

Koelerion glaucae stands by means of these combined measures. "Restorative grazing" (higher grazing pressure) is an alternative - albeit less effective - tool in ruderalized areas, if abiotic restoration is not feasible.

In the frame of the Testing and Development (T+D) project "Ried und Sand" it was possible to establish a grazing network between remnants of sandy areas with good conservation status (main network function: sources of habitat-typical seeds), sandy areas with ruderalized character (animal nutrition, mainly in terms of quantity) and nutrient-richer "Ried" stands (animal nutrition, in terms of quantity and quality).

We have shown by different approaches that sheep grazing is a very suitable management practice to maintain and enhance the nature-conservation value of threatened open sand ecosystems. If an optimized grazing management of target areas is combined with restoration efforts (enlargement of the threatened habitats or creation of new "stepping stone habitats"), an efficient functional network will be established. This concept of modern nature conservation is suitable also for some other ecosystem types. For special purposes (e.g. reduction of graminoid competitors, grazing of small areas) donkey grazing is a very effective and suitable management practice.

Keywords: *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*, *Armerio-Festucetum trachyphyllae*, diaspores, disturbance, epizoochory, endozoochory, Fauna-Flora-Habitat, grazing, habitat fragmentation, *Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae*, productivity, restoration, *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri*, soil nutrients, succession

Gliederung

1. Einführung und Ziel dieser Zusammenstellung

2. Untersuchungsgebiet

3. Naturschutzfachliche Aspekte, Flora und Vegetation

4. Beweidungsmanagement der Flächen

5. Struktur der Sandvegetation

5.1. Floristische Struktur der Pflanzengesellschaften, Raumstruktur und Blühphänologie

5.2. Phytodiversität und Produktivität

5.3. Bedrohung der offenen Sandvegetation durch invasive Arten?

5.4. Diasporenbank („seed bank in the soil“) und Diasporen-Niederschlag („seed rain“)

6. Untersuchungen zum Verhältnis oberirdische zu unterirdische Phytomasse und zum Nährstoffhaushalt

7. Entwicklung der Sandvegetation in der Zeitachse: spontane Sukzession ohne Beweidung

7.1. Frühe Pionierstadien

7.2. *Koelerion glaucae*-Komplex

7.3. *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*

7.4. Ruderalisierende Flächen

7.5. Sukzessionsmodell: Pionier- bis mittlere Stadien

7.6. Wälder

8. „Störung“ („disturbance“) – ein Faktorenkomplex zur Erhaltung offener Sandvegetation

8.1. Resilienz gegenüber abiotischen und biotischen Störungen?

8.2. Beweidung als dynamisierender Faktorenkomplex

8.2.1. Monitoring beweideter und unbeweideter Flächen

8.2.2. Fraßpräferenzen

8.2.3. Entstehung von Offenboden-Stellen durch Weidetiere

9. Schafe als Vektoren zwischen den Flächen: Diasporen-Ausbreitung und Nach-Ausbreitungsschicksal von Diasporen

9.1. Diasporen-Dichte und -Diversität in Faeces und Fell

9.2. Verweilzeit von Diasporen im Fell

9.3. Nach-Ausbreitungsschicksal und Etablierungserfolg der von Schafen transportierten Diasporen

10. Das Instrument der Restitution („ecological restoration“)

10.1. Allgemeines

10.2. Abiotische Maßnahmen

10.3. Biotische Maßnahmen

10.4. Entwicklung der restituierten Flächen in der Zeitachse

11. „Ried und Sand“: Zusammenführung von Naturschutz, Beweidung und Tierernährung

12. Gesichtspunkte für den Naturschutz

1. Einführung und Ziel dieser Zusammenstellung

Seit fast 20 Jahren führt die Arbeitsgruppe Vegetations- und Restitutionsökologie der Technischen Universität Darmstadt (Fachbereich Biologie) Untersuchungen in der gefährdeten Sandvegetation der nördlichen Oberrheinebene durch. Lag der Schwerpunkt in den ersten Jahren in der Evaluation der noch vorhandenen Gebiete und der Beschreibung ihrer floristischen Struktur, begannen ab 1999 Untersuchungen zum Einfluss von Schafbeweidung auf die Vegetation. Ab 2004 konnte auch Eselbeweidung untersucht werden. Parallel zu den Beweidungsuntersuchungen begannen Arbeiten zur Restitution von Sandökosystemen.

Die Untersuchungen konnten dank der administrativen und finanziellen Unterstützung durch den Landkreis Darmstadt-Dieburg (Kooperationsvertrag seit 1995) durchgeführt werden. Auch das Regierungspräsidium Darmstadt gewährte uns im Rahmen eines Kooperationsvertrages administrative Unterstützung. Die Etablierung der Beweidungssysteme mit Schafen und Eseln und die Realisierung zahlreicher Freilandexperimente war nur möglich durch die unermüdliche, kompetente Arbeit des Landschaftspflegehofes Stürz (Ober-Ramstadt), der insbesondere auch Naturschutzaspekte bei der Beweidung in hohem Maße umgesetzt hat (Abb. 1).



Abb. 1: Herde des Landschaftspflegehofs Stürz im NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ (Frühsommeraspekt). Foto: A. Schwabe.

Sehr intensive Untersuchungen fanden vor allem im Rahmen von zwei großen Drittmittelprojekten statt: zunächst in den Jahren 2000 bis 2004 im BMBF-Projekt „SÖB“: „Sand-Ökosysteme

im Binnenland: Dynamik und Restitution“, dann von 2004 bis 2011 im Rahmen des E+E-Vorhabens „Ried und Sand - Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ (finanziert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des BMU). Letzteres Projekt wurde mit dem Landkreis Darmstadt-Dieburg, der das Hauptverfahren leitete, durchgeführt. Das Projekt „SÖB“ war ein Verbundprojekt mit der Universität Osnabrück (Abteilung Ökologie, Fachbereich Biologie und Chemie) und bezog auch vergleichend Sand-Ökosysteme im Emsland ein. Insgesamt 10 Doktorarbeiten konnten im Rahmen dieser Projekte an der Technischen Universität Darmstadt abgeschlossen werden (ZEHM 2003, BERGMANN 2004, SÜSS 2005, EICHBERG 2005, STROH 2006, WESSELS 2007, BEIL 2007, LANGHANS 2008, FAUST 2011, FRITSCH 2012), eine weitere an der Universität Osnabrück (KRAUSCH 2012).

Im Rahmen der beiden großen Projekte gibt es zwar jeweils publizierte Abschlussberichte (SCHWABE & KRATOCHWIL 2004, SÜSS et al. 2011a), dazu eine Fülle von zumeist englischsprachigen Publikationen in internationalen Zeitschriften, jedoch fehlte bisher eine kürzere Zusammenstellung in deutscher Sprache. Diese möchten wir hiermit vorlegen und wünschen uns, dass sie auch für Praktiker im Naturschutz hilfreich ist.

„Störung“ („disturbance“) ist ein zentraler Begriff für das Management gefährdeter Sandvegetation; dies wird ein roter Faden für die hier vorliegende Arbeit sein.

Mit Störungen und ihren Auswirkungen auf die Vegetation hat sich auch in besonderem Maße unser Kollege von der Technischen Universität Braunschweig, Prof. Dr. Dietmar Brandes, beschäftigt, indem er die synanthrope Vegetation, vor allem die Ruderalvegetation, zum wichtigen Thema der Forschung seiner Arbeitsgruppe machte. Wir widmen ihm diese Arbeit zum 65. Geburtstag, verbunden mit vielen guten Wünschen für die Zukunft.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsflächen liegen im Landkreis Darmstadt-Dieburg und im Bereich der Stadt Darmstadt und markieren die Übergangszone zwischen dem Hessischen Ried (früherer Neckar-Lauf) und dem Odenwald. Die größtenteils basenreichen Sande wurden spät- und postglazial aus den Rheinterrassen ausgeweht und immer wieder umgelagert (AMBOS & KANDLER 1987). Solche dynamischen Prozesse erfolgten in der Naturlandschaft, aber auch später durch den Menschen und seine Weidetiere. Auch die bis in das Mittelalter zurückgehende militärische Nutzung bewirkte offene Standorte. Heute sind die Offenland-Standorte mit typischer basenreicher Sandvegetation stark dezimiert und fragmentiert: Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, Aufforstung, Überbauung, Eutrophierung und allgemein Sukzessionsprozesse spielen eine zentrale Rolle für die Dezimierung. Das großflächige Sandgebiet im „Griesheimer Sand“ (Luftbild bei ZEHM & ZIMMERMANN 2004), das bis ca. 1945 noch existierte, weist heute noch drei hochkarätige Restflächen auf: das NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz von Darmstadt“ (71 ha), das NSG „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ (46 ha) und die „Beckertanne“ und Randgebiete (43 ha); s. dazu Abb. 2 und 3.

Alle genannten Flächen sind auch Fauna-Flora-Habitat-(FFH-)Gebiete und Gebiete der Vogelschutzrichtlinie. Für letztere sind die Vogelarten Steinschmätzer, Wiedehopf, Schwarzkehlchen u. a. von besonderer Wichtigkeit. Bezeichnend ist für alle Gebiete die biogeographische Grenzlage zwischen Ost und West und Nord und Süd, so dass sich (sub)kontinentale, subatlantische und submediterrane Floren- und Faunenelemente verzahnen. Wir konnten in den Gebieten Euler-Flugplatz und Griesheimer Düne bezogen auf die ausgeschiedenen Vegetationstypen und vor der Einführung von Beweidung beweidete und unbeweidete Probeflächen anlegen; diese wurden zufällig ausgewählt (stratifiziert-randomisiertes Versuchsdesign); s. dazu Abb. 9 bei ZEHM & ZIMMERMANN (2004).

Klimatisch zeichnet sich das Gebiet durch relativ hohe Jahresschwankungen der Temperatur aus (bis 19 °C); die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 9,7 °C, die mittleren Jahres-Niederschlagswerte bei 658 mm (1961-1990 Frankfurt/Main Flughafen, www.dwd.de). Die Meereshöhen der Untersuchungsflächen liegen zwischen 100 m bis 150 m.



Abb. 2: Schafbeweidung im NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz von Darmstadt“, Blick vom *Koelerion glaucae* im Osten nach Westen. Im Vordergrund: *Helichrysum arenarium*, blühend. (Nach SCHWABE et al. 2010).

3. Naturschutzfachliche Aspekte, Flora und Vegetation

Viele Pflanzen- und Tierarten sowie Habitat-/Vegetationstypen der Sandökosysteme sind stark gefährdet. Zu den nach der FFH-Richtlinie gefährdeten Habitaten gehören in unseren Sandgebieten (s. auch SSYMANK et al. 1998):

1. Typ 2330 Dünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* (Dünen im Binnenland)
2. Typ 6120 Trockene, kalkreiche Sandrasen (*Koelerion glaucae*)
3. Typ 6214 Halbtrockenrasen sandig-lehmiger basenreicher Böden (*Koelerio-Phleion phleoidis*)
4. Typ 6240 Subpannonische Steppen-Trockenrasen (*Festucetalia vallesiaca*).



Abb. 3: *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*-Vegetationskomplex im Gebiet Griesheimer Düne mit blühenden Fazies von *Euphorbia cyparissias* und vorjährigen *Stipa*-Halmen im Mai-Aspekt. (Nach SCHWABE et al. 2013).



Abb. 4a: *Jurinea cyanoides*, stark gefährdete Art des Anhanges II der FFH-Richtlinie mit *Bombus sylvarum*. Foto: A. Schwabe.



Abb. 4b: *Bassia laniflora* (hier fruchtend) ist extrem selten, konnte aber auch auf Restitutionsflächen etabliert werden. Die Art benötigt stetig schwach gestörte Kleinstandorte und ist sehr konkurrenzschwach. Foto: A. Kratochwil.



Abb. 4 c: *Fumana procumbens* ist sehr selten, bildet jedoch große Bestände im Gebiet des Tiefsand-Korridors in Seeheim-Jugenheim. Foto: A. Schwabe.

Die Sandstandorte bergen seltene, konkurrenzschwache Pflanzenarten (Abb. 4 a-c). Für die besonders gefährdeten Arten der Sandvegetation wurden Artenhilfsprogramme durch die „Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen“ zusammengestellt (*Alyssum montanum* subsp. *gmelinii*: HODVINA & CEZANNE (2007a), *Bassia laniflora*: HODVINA & CEZANNE (2008a), *Chimaphila umbellata*: HODVINA et al. (2009), *Fumana procumbens*: HODVINA & CEZANNE (2007b), *Mibora minima*: HODVINA & BUTTLER (2002), *Nigella arvensis*: HODVINA & CEZANNE (2007c), *Poa badensis*: HODVINA & CEZANNE (2008b); hinzu kommen Artenschutz-Informationen von „Hessen Forst FENA“ (z. B. zu der Art des FFH-Anhanges II *Jurinea cyanooides*, BEIL & ZEHEM 2006, BEIL 2011). In diese Bestandsaufnahmen sind auch viele Ergebnisse der in unseren Projekten durch gezieltes Management initiierten Populationsvergrößerungen der genannten Arten eingegangen. Weitere Rote Liste-Pflanzenarten, wie z. B. *Corynephorus canescens*, *Koeleria glauca*, *Linum perenne*, *Medicago minima*, *Phleum arenarium*, *Silene conica*, *S. otites*, *Stipa capillata*, *Veronica praecox* und *V. verna*, treten auf (RL Hessen, HMULV 2008). Für *Stipa capillata* konnte in einer genetischen Studie für Zentraleuropa gezeigt werden, dass hier eine sehr geringe genetische Variabilität vorliegt (HENSEN et al. 2010); hierbei gingen auch Daten aus unserem Gebiet ein.

Auf gefährdete xerobionte Tierarten sei nur hingewiesen; im Rahmen unserer Projekte konnten Laufkäfer (LEHMANN et al. 2004, PERSIGHEHL et al. 2004, FRITZ & LUDEWIG in SÜSS & SCHWABE 2011), Heuschrecken (ZEHEM 1997, 2003, ZEHEM in SCHWABE et al. 2004a, RAUSCH in SÜSS & SCHWABE 2011) und insbesondere Wildbienen bearbeitet werden (BEIL & KRATOCHWIL 2004, BEIL 2007, BEIL et al. 2008, 2014, KRATOCHWIL et al. 2009, KRAUSCH 2011, 2012).

Pionierfluren auf basenreichen Sanden sind gekennzeichnet durch *Koelerio-Corynephoretea*-Gesellschaften: *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri* Korneck 1974 und lückige Rasen des *Koelerion glaucae* mit dem *Jurineo-Koelerietum glaucae* Volk 1931 (beides zu den *Koelerio-Corynephoretea* gehörend); s. Abb. 5. Konsolidiertere Rasen werden durch das *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae* Korneck 1974 (*Festuco-Brometea*) geprägt (Abb. 6). Auf oberflächennah entkalkten Flächen, z. B. am Euler-Flugplatz, tritt das *Armerio-Festucetum trachyphyllae* Knapp 1948 ex Hohenester 1960 auf (*Koelerio-Corynephoretea*).

Die Unterscheidung zwischen dem *Bromo tectorum-Phleetum arenarii* Korneck 1974, das besonders kalkreiche, bewegte Sande besiedeln soll, und dem *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri* Korneck 1974, das nach KORNECK (1974) kalkärmere Standorte besiedelt, treffen wir hier nicht. Die Unterschiede zwischen diesen beiden Assoziationen sind gering und werden stark auf *Phleum arenarium* bezogen, das jahresweise fluktuiert. Wir verwenden, wie BERG et al. (2001, 2004) in Mecklenburg-Vorpommern, ein weit gefasstes *Sileno-Cerastietum*.

Als Beispiel für die typische Vegetation im Gebiet des Griesheimer Sandes sei das NSG „Ehemaliger Euler-Flugplatz von Darmstadt“ angeführt. Das Gebiet wurde 1996 größtenteils (71 ha) als NSG ausgewiesen und hat sich erhalten, weil es nach dem 2. Weltkrieg bis 1992 durch die amerikanischen Streitkräfte genutzt wurde und dann nach Abwägung divergierender Interessen (Bebauung, Geschäftsflughafen u. a.) schließlich als NSG ausgewiesen werden konnte. Der älteste Flugplatz Deutschlands, der seit 1913 genutzt wird (ZEHEM & ZIMMERMANN 2004), gehört inzwischen der Technischen Universität Darmstadt, die eine naturverträgliche Nutzung zusichert. Die Vegetation ist durch einen ausgeprägten Gradienten von Ost nach West gekennzeichnet (Abb. 7): zunächst *Koelerion glaucae* im Osten, dann verschiedene Typen des *Armerio-Festucetum trachyphyllae*, schließlich im Westen stärker ruderalisierte Stadien auf früheren Äckern (PAETZ 1999).



Abb. 5: *Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae* mit blühender *Jurinea* und einem Horst von *Koeleria glauca* im Hintergrund.
Foto: A. Schwabe.



Abb. 6: *Allium sphaerocephalon*- und *Galium verum*-Aspekt des *Allio-Stipetum* am Rand des *Pyrolo-Pinetum* bei Bickenbach/Bergstraße. Foto: A. Schwabe.

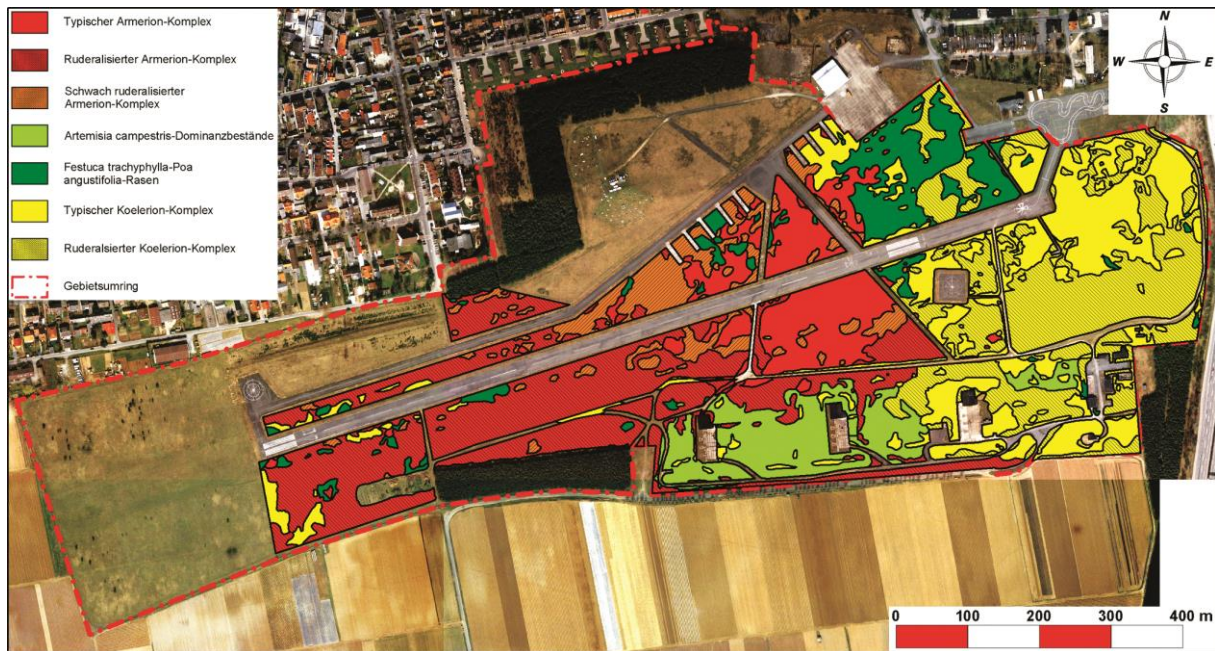


Abb. 7: Vereinfachte Vegetationskarte des Euler-Flugplatzes nach einer Vegetationskarte von PAETZ (1999). Quelle Luftbild: Stadtvermessungsamt Darmstadt 2000. (Nach ZEHEM & ZIMMERMANN 2004).

4. Beweidungsmanagement der Flächen

Fast alle Habitat-/Vegetationstypen der Sandvegetation sind abhängig von hoher Dynamik und immer wiederkehrender Störung der progressiven Sukzession. Eine solche Dynamik sollte durch ein angepasstes Beweidungsregime erhalten und entwickelt werden (s. dazu die Literaturstudie von ROSENTHAL et al. 2012 für das temperate Europa).

In den Jahren 1999/2000 wurde im Untersuchungsgebiet ein Beweidungsmanagement etabliert, das bis heute fortbesteht und immer weiter entwickelt wird. Eine zentrale Rolle spielt hier eine Wanderschafherde mit 600-800 Tieren (ca. 500 Mutterschafe), die vor allem aus Skudden, Moorschnucken und Dorperschafen besteht, also wenig anspruchsvollen Rassen. Diese Herde zieht von Fläche zu Fläche (Abb. 8) in einem Gebiet, das ca. 15 km Luftlinie (von N nach S) umspannt, zwischen Seeheim-Jugenheim und Bickenbach im Süden und Griesheim im Norden, und ca. 7 km in der Breite (s. die Weideroute und das schematisierte Weideregime bei STROH & SÜSS 2011). Die Besatzdichten in den Sandgebieten liegen in den gut entwickelten Sandgebieten bei ca. 0,2 bis 0,4 Großvieheinheiten pro Hektar und Jahr, in den stärker ruderalisierten Bereichen bei bis zu 1 oder punktuell auch mehr (s. dazu auch ZEHM & ZIMMERMANN 2004). Die Beweidung findet als Stoßbeweidung auf Koppeln mit mobilen Zäunen statt, die ein- bis zweimal im Jahr für Stunden bis wenige Tage beweidet werden (Abb. 8). Insgesamt werden ca. 300 ha durch Schafe beweidet.



Abb. 8: Koppelwechsel der ziehenden Schafherde auf einer Restitutionsfläche in Seeheim-Jugenheim mit Mutterschafen und Lämmern im Juni. Foto: A. Schwabe.

Nicht nur Sandflächen werden beweidet, sondern auch – zur Verbesserung der Tierernährung – seit dem Jahre 2004 Riedflächen. Die Machbarkeit einer funktionellen Verknüpfung zweier unterschiedlich produktiver Habitattypen miteinander (Tierernährung) und jeweils untereinander (Diasporenaustausch) war die Hauptfragestellung im Vorhaben „Ried und Sand“ (SÜSS et al. 2011a, http://www.bfn.de/0304_ried_u_sand-pdm.html, www.riedundsand.de, s. Kap. 11.).

Die Weidetiere sollten neben den direkten Fraßeffekten und Bodenstörungen auf den Flächen auch ermöglichen, dass stark fragmentierte Flächen der Sandvegetation durch die Vektorfunktionen der Weidetiere vernetzt werden. Die Tiere ziehen von Sandfläche zu Sandfläche und breiten Samen und Früchte (Diasporen) im Fell (epizoochor, s. Abb. 9) und im Magen-Darm-Trakt (endozoochor) aus. Durch ein gezieltes Management sollen auf diese Weise auch die Genpools der Pflanzenpopulationen vergrößert werden (SÜSS et al. 2011a).

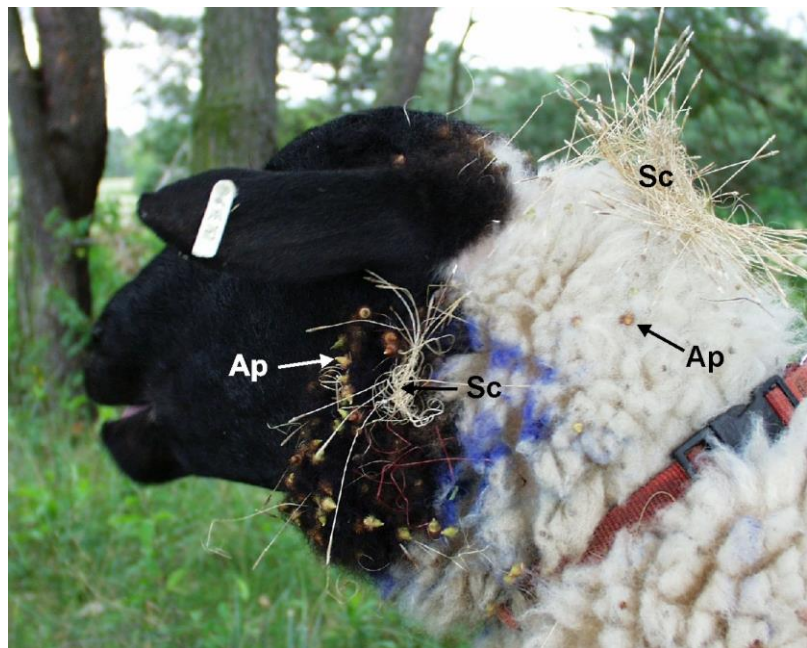


Abb. 9: Rhönschaf mit anhaftenden Diasporen von *Agrimonia procera* (seitlich) und *Stipa capillata* (oben hinter dem Kopf und seitlich). (Nach EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011).

In kleinerem räumlichen Umfang wird im Untersuchungsgebiet Eselbeweidung durchgeführt (114 ha). Die Beweidung mit Eseln wird z. T. als Zusatzbeweidung zu den Schafen angewendet (Multispezies-Beweidung; z. B. Griesheimer Düne) und z. T. als einzige Beweidungsform (Singlespezies-Beweidung). Sukzessive Schaf-Esel-Beweidung zeigt besonders günstige Effekte bei ruderalisierten Flächen (SÜSS & SCHWABE 2007). Auf isoliert liegenden Flächen oder solchen, die sehr klein sind, wird ausschließlich Eselbeweidung eingesetzt (z. B. ND Rotbühl, 4 ha, Weiterstadt).

5. Struktur der Sandvegetation

5.1. Floristische Struktur der Pflanzengesellschaften, Raumstruktur und Blühphänologie

Tab. 1 zeigt die floristische Struktur kennzeichnender und differenzierender Artengruppen in Aufnahmen in der Skalengröße 25 m² aus dem Jahre 2000 auf dem Euler-Flugplatz und auf der Griesheimer Düne. Die drei Haupttypen *Koelerion glaucae* (Abb. 10), *Allio-Stipetum* (Abb. 3) und *Armerio-Festucetum* (Abb. 11) sind klar floristisch getrennt. Es gibt jeweils typische und ruderalisierte Ausbildungen, die auch für das Vegetationsmosaik auf dem Euler-Flugplatz in Abb. 7

dargestellt sind. Die typische Ausbildung des *Armerio-Festucetum* enthält noch einige Lückenzeiger, wohingegen diese den stärker ruderalisierten Ausbildungen weitgehend fehlen. Vollständige pflanzensoziologische Aufnahmen der Gebiete haben wir u. a. in KROLUPPER & SCHWABE (1998), STORM et al. (1998), SCHWABE et al. (2004a), SÜSS et al. (2010) und SCHWABE et al. (2013) publiziert; diese Aufnahmen enthalten auch Seltenheiten wie z. B. *Jurinea cyanoides* oder *Poa badensis*.

Hinzu kommen noch „Biologische Krusten“, bestehend aus Cyanobakterien, Grünalgen, Moosen und Flechten (BELNAP & LANGE 2001), die ihren Schwerpunkt im *Koelerion glaucae*-Vegetationskomplex haben (d. h. einem Mosaik von Kryptogamen-Stadien und Beständen des *Sileno-Cerastietum* und *Koelerion glaucae*). *Nostoc*, *Microcoleus*, *Oscillatoria*, *Zygogonium* und Protonemata traten in den Aufnahmen von HACH et al. (2005) dominant auf. Initiale Krusten sind u. a. durch *Klebsormidium flaccidum* und *Stichococcus bacillaris* gekennzeichnet, stabile Krusten (> 20 Jahre alt) durch *Tortella inclinata* (LANGHANS et al. 2009a).

Untersuchungen zur vertikalen Vegetationsstruktur wurden vor allem von ZEHM (1997) mit Hilfe digitaler Bildauswertungen durchgeführt, s. auch ZEHM et al. (2003), ZEHM in SCHWABE et al. (2004b), ZEHM (2004a). Diese Strukturdaten sind mit Aufnahmen zur Verteilung von Heuschrecken-Gemeinschaften verknüpft worden (ZEHM 1997, 2003). Der Gradient von der Pioniervegetation zum *Allio-Stipetum* und zu ruderalen Stadien mit *Calamagrostis* weist bedingt durch die verschiedenartige Vegetationsstruktur starke mikroklimatische Unterschiede auf, wobei thermobionte Arten in den ruderalen Stadien mehr und mehr ausfallen (ZEHM 1997).



Abb. 10: Initiales *Koelerion glaucae* am Euler-Flugplatz mit blühender *Koeleria glauca* und weiteren Pionierarten wie *Erodium cicutarium* (hinten links und Mitte) und einem dichten *Tortula ruraliformis*-Bestand. Foto: A. Schwabe.

Tabelle 1: Stetigkeitstabelle charakterisierender und differenzierender Arten in den Gebieten Euler-Flugplatz und Griesheimer Düne im Griesheimer Sand. K = *Koelerion glaucae*, S = *Allio-Stipetum capillatae*, A = *Armerio-Festucetum trachyphyllae*, rud = ruderalisiert. Jeweils 4 Aufnahmen (Jahr 2000), angegeben sind neben der Stetigkeit die Amplituden der Artmächtigkeiten. (M) = Moose, (L) = Flechten. Nach SCHWABE et al. 2004a, gekürzt.

Gesellschaft	K		K	rud	S		S	rud	A		A	rud	A	rud	
Zahl der Aufnahmen	4		4		4		4		4		4		4		
Ch, D <i>Koelerion glaucae</i>															
<i>Koeleria glauca</i>	3	2m	2	2m	1	2m									
<i>Phleum arenarium</i>	4	1 2m	3	1 2m											
<i>Veronica praecox</i>	2	+	1	2m											
<i>Cetraria aculeata</i> (F)	2	2m	2	2m											
<i>Psyllium arenarium</i>	4	1 2m	1	+					1	+					
Ch, D <i>Koelerion glaucae</i> sowie S, A (lückig)															
<i>Echium vulgare</i>	2	+	2m	3	+	2a	3	r 1	1	1	2	+	2m	1	+
<i>Tortula ruraliformis</i> (M)	4	4	5	1	2m		2	2a 3			1	2m	2	2m	
<i>Saxifraga tridactylites</i>	4	2m	2a	3	2m		4	2m	1	2m	1		1	1	
<i>Helichrysum arenarium</i>	2	1		3	1	2a	4	1 2m	3	r 2m	4	1	2m		
<i>Cladonia rangiformis</i> (F)	2	2b		4	2a	2b	4	2m 2b			2	2m			
<i>Corynephorus canescens</i>	4	2a	2b	2	1	2m	4	1 2m			1	2m			
<i>Poa bulbosa</i>	4	2a	3	3	2m	2b	1	2m			1	2a			
<i>Peltigera rufescens</i> (F)	3	2m		4	2m		2	2m 2a	1	2m					
<i>Erophila verna</i>	3	1		2	1		3	+	2m	2	2m				
<i>Vulpia myuros</i>	3	2m	2a	2	2m	2a					2	2m			
<i>Veronica verna</i>	2	2m		4	1	2m					1	2m			
Ch, D <i>Allio-Stipetum capillatae</i> (S)															
<i>Stipa capillata</i>					4	2b 3	4	2a 3							
<i>Phleum phleoides</i>					2	2m 2a	2	2m 2a							
<i>Helianthemum nummularium</i> subsp. <i>obscurum</i>					3	1 2m									
<i>Alyssum alyssoides</i>					4	1 2m									
<i>Asperula cynanchica</i>					2	2m									
Ch, D <i>Armerio-Festucetum trachyphyllae</i> (A)															
<i>Koeleria macrantha</i>	2	2m	3	1 2a	1	1	2	2a	4	2a 3	1	2a 2b	3	1 2m	
<i>Medicago falcata</i> (incl. <i>M. x varia</i>)			1	1	2	1	4	+	3	r 2m	4	2a 3	4	2a 3	
<i>Trifolium campestre</i>			3	1 2a	1	1			4	2m 2a	2	1 2b	4	2m 3	
<i>Potentilla argentea</i> agg.					2	1	3	+	4	1 2b	4	2m	4	1 2m	
<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>elongata</i>			1	2m					4	2m 2a	4	1 2m	4	2m 2a	
<i>Achillea millefolium</i> agg.							1	2m	4	1 2m	3	2m	1	1	
<i>Brachythecium albicans</i> (M)					1	2a					4	2a 2b	4	2m 2b	
<i>Cerastium arvense</i>									4	2m 2b	4	2m 2a	4	1 2a	
<i>Plantago lanceolata</i>									2	1-	3	+	4	1 2a	
<i>Agrostis capillaris</i>									4	2b 3	2	1 2a	1	2m	
<i>Agrostis vinealis</i>									2	2m 2a					
Ruderalisierungszeiger															
<i>Carex hirta</i>	1	2m	4	2a 3	2	1 2m	4	2m 2b	1	2a	3	2m 3	3	1 2m	
<i>Poa angustifolia</i>	2	2m	4	2a 2b	3	2m 2b	4	2b 3	4	2m 2b	4	2a 3	4	3 4	
<i>Elymus repens</i>	2	2m	2	1 2a			2	1 2m	2	2m	2	1 2m	3	2m	
<i>Saponaria officinalis</i>					1	+	2	2b	1	+	4	1 2a	3	r 1	
<i>Bromus hordeaceus</i>					1	1			3	+	4	+	4	1 2m	
<i>Cynodon dactylon</i>			2	3							2	2a 2b	4	2a 3	
<i>Tragopogon dubius</i>					2	3	+				4	+	4	1 2m	
<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i>			1	+							4	r	3	+	
<i>Calamagrostis epigejos</i>					4	1 2m	4	2a 2b							
<i>Vicia hirsuta</i>														2	1 2m



Abb. 11: Sommeraspekt des *Armerio-Festucetum trachyphyllae typicum* auf dem Euler-Flugplatz mit blühenden Exemplaren von *Armeria maritima* subsp. *elongata*, *Verbascum phlomoides* und dem Lückenzeiger *Echium vulgare*. Foto: A. Schwabe.

Die Blühphänologie der untersuchten Gesellschaften weist ausgeprägte jahreszeitliche Blumenwellen auf. Diese wurden von BEIL (2007), BEIL & KRATOCHWIL (2004) und FAUST et al. (2007) dokumentiert. Besondere Bedeutung als Blütenressource für Wildbienen haben die Blütenhorizonte von *Centaurea stoebe* s. l., eine Sippe mit stark ruderaler Tendenz (Abb. 12). In Kaninchenreichen Jahren kommt es zum starken Zusammenbruch der Blütenhorizonte, wie FAUST et al.

(2007) durch den Vergleich von Kaninchen-beweideten mit Kaninchen-freien (Exclosures) Flächen im *Armerio-Festucetum trachyphyllae* zeigen konnten. Der Blühhorizont u. a. von *Armeria maritima* subsp. *elongata* erlischt; nur wenige Arten, wie z. B. *Euphorbia cyparissias* und *Geranium molle*, werden von den Kaninchen gemieden.



Abb. 12: *Centaurea stoebe* s.l.-Aspekt im Bereich ehemaliger Äcker auf der Griesheimer Düne im Spätsommeraspekt. Diese Sippe mit leicht ruderaler Tendenz hat besondere Bedeutung als Pollenressource für blütenbesuchende Wildbienen. Foto: A. Schwabe.

5.2. Phytodiversität und Produktivität

Untersuchungen im Gebiet Euler-Flugplatz auf einer sehr feinkörnigen Skala mit Probeflächen von 2 m² zeigten die höchsten Werte der Diversität von Höheren Pflanzen und speziell von Rote Liste-Pflanzenarten (HMULV 2008) im *Koelerion glaucae*-Vegetationskomplex. Hier gab es jedoch die geringsten Produktivitätswerte, die gemessen wurden als oberirdische Phytomasse oberhalb Stoppelhöhe. In großen Probeflächen (79 m²) wurde die Produktivität mit Hilfe von Color-infrarot-Luftbildern ermittelt. Hier zeigte sich, dass die höchste Diversität in mittleren Stadien (*Armerio-Festucetum trachyphyllae*) anzutreffen war (SÜSS 2005, SÜSS et al. 2007). In Jahren mit extremer Witterung können diese Beziehungen jedoch variieren.

Der Befund für manche Systeme, dass bei mittlerer Produktivität die Diversität generell am höchsten ist (GRIME 1973, AL MUFTI et al. 1977), ist auf unser System für die feinkörnige Skala nicht anwendbar.

Hinzu kommt noch die hohe Diversität „Biologischer Krusten“. Untersuchungen von HACH et al. (2005) und LANGHANS (2008) zeigten, dass diese Krusten eine erstaunliche Diversität an verschiedenen Taxa haben. Bei 18 Krusten-Kleinflächen von 5 cm x 5 cm fanden HACH et al. (2005) mit direkter Determination eine mittlere Zahl von 19,2 Taxa/Kleinfläche. Bei Verwendung von Anreicherungstechniken im Labor können noch mehr Taxa nachgewiesen werden (LANGHANS et al. 2009a).

Es zeigt sich, dass der *Koelerion glaucae*-Vegetationskomplex ein ausgesprochener Hotspot der Diversität ist.

5.3. Bedrohung der offenen Sandvegetation durch invasive Arten?

Es ist bisher gelungen, *Senecio inaequidens*, das für die Weidetiere durch seine Giftigkeit (Pyrrolizidinalkaloide) ein Problem darstellt, manuell-mechanisch zu bekämpfen. Auch *Ambrosia artemisiifolia*, die hohes allergenes Potenzial besitzt, wurde durch manuell-mechanische Maßnahmen z. B. im ND Rotbühl zurückgedrängt. Die Art siedelt sich immer wieder mit Vogelfutter als Hauptvektor an (BRANDES & NITZSCHE 2007); z. T. kann sie sekundär durch Bodentransporte verschleppt werden (auch bei Restitutionsvorhaben).

Schon zu Beginn der Untersuchungen stellten große Bestände von *Cynodon dactylon* im Gebiet Euler-Flugplatz (ruderalisiertes *Koelerion glaucae* und ruderalisiertes *Armerio-Festucetum*) ein Problem dar. Die zunehmende Deckung dieses wuchskräftigen C4-Grases kann durch Eselbeweidung dezimiert werden, wie Feldexperimente auf dem Euler-Flugplatz zeigten (HAUSSMANN 2012, CARRILLO 2013). Fräsen bringt innerhalb von zwei Jahren keinen reduzierenden Effekt auf die Deckung von *Cynodon*, eine Abschiebung des Oberbodens dagegen schon (CARRILLO 2013). Auch in anderen Flächen im Untersuchungsgebiet gibt es punktuell invasive Vorkommen von *Cynodon*. Das Hundszahngras dringt durch ober- und unterirdische Ausläufer auf breiter Front in die Sandvegetation ein. Hier werden manuelle Maßnahmen eingesetzt (Entfernen von Pflanzmasse und von möglichst vielen Rhizomen). Eine unbeweidete Dauerfläche (Schneise bei Bickenbach, randlich des Kalksand-Kiefernwaldes) veranschaulicht, in welcher Zeit *Cynodon* eine solche Fläche einnehmen kann und dann monodominant auftritt: Die Deckung von *Cynodon* stieg von unter 5 % (Jahre 1995, 1996) auf 70 % in den Jahren 2004, 2005 (SÜSS et al. 2010 und n.p.), die gesamte Artenzahl sank von 20 im Jahre 1995 auf 9 im Jahre 2005.

Problemgehölze auf den Flächen sind vor allem *Robinia pseudacacia*, *Prunus serotina* und *Acer negundo*. Bisher sind sie in den wertvollen Sandgebieten mit mechanischen Maßnahmen (Ringeln, Stockrodung und intensive Nachsorge, s. dazu ZEHRM 2008) und Beweidung erfolgreich zurückgedrängt worden.

5.4. Diasporenbank („seed bank in the soil“) und Diasporen-Niederschlag („seed rain“)

Die Diasporenbank markiert die „versteckte Diversität“ der Sandgebiete. Wir haben verschiedene Studien mit der Keimlingsemergenzz-Methode durchgeführt, d. h. Bodenproben wurden in verschiedenen Bodentiefen im März nach einem standardisierten Protokoll gezogen und anschließend für einen Zeitraum von mindestens 14 Monaten in einer Freilandanlage im Botanischen Garten exponiert. So konnte das Potenzial der Arten, die in der Diasporenbank überdauern, festgestellt werden. In einer ersten Studie (KROLUPPER 1997, KROLUPPER & SCHWABE 1998) konnten 16 Probeflächen, die die wichtigsten Vegetationstypen repräsentieren,

untersucht werden. Insgesamt keimten in den Proben (ohne Streu) 3009 Individuen, die 69 Taxa angehören (zumeist Arten). Besonders viele Individuen wurden von *Arenaria serpyllifolia*, *Sedum acre*, *Potentilla argentea*, *Erodium cicutarium* und *Saxifraga tridactylites* gefunden (absteigend in dieser Reihenfolge, s. Tab. 6 bei KROLUPPER & SCHWABE 1998), die sich nach Störungen (z. B. Viehtritt), immer wieder neu etablieren können. Auch im tieferen Bodenhorizont wurden keimfähige Diasporen von Rote Liste-Arten (HMULV 2008) gefunden (z. B. *Corynephorus canescens* und *Euphorbia seguieriana*). Insgesamt kamen in beiden Horizonten (1-6 cm und 11-16 cm) 11 Rote Liste-Arten vor.

In einer weiteren Studie verglichen wir die Diasporenbanken von *Koelerion glaucae*- und *Armerio-Festucetum*-Probeflächen (EICHBERG et al. 2006) mit derselben Methode wie oben beschrieben. Letztere waren reicher an Taxa und Individuen als die frühen Sukzessionsstadien. Die Rote Liste-Art *Vicia lathyroides* konnte in großen Individuenzahlen in beiden Horizonten gefunden werden. Neben *Vicia* wurden auch die Rote Liste-Arten *Medicago minima*, *Silene conica*, *S. otites*, *Corynephorus canescens*, *Phleum arenarium* und *Veronica praecox* nachgewiesen. 25 % der Arten waren nur in der Diasporenbank vertreten, nicht in der aktuellen Vegetation.

Der mit Trichterfallen in einer Höhe von 0,9 m ermittelte Diasporen-Niederschlag wird sehr stark von Ruderalarten wie z. B. *Conyza canadensis* bestimmt (KROLUPPER & SCHWABE 1998, EICHBERG et al. 2010, FREUND et al. 2014); dies konnte im Griesheimer Sand, im ND Rotbühl und im Bereich der Restitutionsfläche Seeheim-Jugenheim (s. Kap. 10.) festgestellt werden. Im Gebiet des östlichen Euler-Flugplatzes (*Koelerion glaucae*-Vegetationskomplex) waren neben *Conyza canadensis* auch *Verbascum phlomoides* und *Salix* spec. Hauptsippen im Diasporen-Niederschlag (FAUST 2011, FAUST et al. 2012).

6. Untersuchungen zum Verhältnis oberirdische zu unterirdische Phytomasse und zum Nährstoffhaushalt

Untersuchungsergebnisse zum Nährstoffhaushalt liegen für alle Standortstypen der Sandökosysteme vor. Erste Untersuchungen wurden von STORM et al. (1998) im Landkreis Darmstadt-Dieburg durchgeführt (s. auch KAPPES 1996). Umfangreiche Studien unter Einbeziehung von Stickstoff-Mineralisationsraten legten BERGMANN (2004) und STORM & BERGMANN (2004) vor. SCHWEBEL (2007) studierte Böden von Leitbild- und Restitutionsflächen vergleichend in einem nährstoffökologischen Ansatz. Die oberirdische und unterirdische Phytomasse wurde ausschließlich am Euler-Flugplatz analysiert. Dazu sind benachbart zu ausgewählten Aufnahme-Flächen (s. Tab. 1) Beprobungen durchgeführt worden (BERGMANN 2004, STORM & BERGMANN 2004).

Die Böden der Pionierstadien sind wenig entwickelt. Es finden sich Locker-Syroseme und Pararendzinen mit meist hoher Basensättigung (Oberboden 0-10 cm: Gesamt-N 0,03-0,05 %, Humus 0,4-1,2 %, Phosphat-P (CAL) 8-20 mg/kg). Weiter entwickelte Stadien sind durch Braunerden bzw. Bänder-Parabraunerden (z. T. mit leichter Versauerung des Oberbodens) gekennzeichnet (Gesamt-N 0,07-0,17 %, Humus 2-3 %, Phosphat-P (CAL) in nicht-ruderalisierten Beständen 8-13 mg/kg); Daten nach STORM et al. (1998). Insgesamt sind die Böden arm bis sehr arm an Humus, Stickstoff, Phosphat und Kalium. Humus und Gesamt-Stickstoff nehmen jedoch im Laufe der Sukzession von Pionierfluren zu Sand- und Steppenrasen um den Faktor 3-4 zu (STORM et al. 1998, STORM & BERGMANN 2004).

Die pH-Werte (in 0,01 mol/l CaCl₂-Suspension gemessen) liegen im Oberboden zwischen 6,1 und 7,8 (STORM et al. 1998, KROLUPPER & SCHWABE 1998 und n.p.). Punktuell treten im nördlichen Gebiet des Landkreises Darmstadt-Dieburg und bei Babenhausen auch saure Mainsande auf mit pH-Werten um 4 (KROLUPPER & SCHWABE 1998).

Untersuchungen zur unterirdischen und oberirdischen Phytomasse zeigten, dass große Teile der Phytomasse in unterirdischen Pflanzenteilen gespeichert sind. Dies trifft ganz besonders auf die Bestände des ruderalisierten *Koelerion* und des ruderalisierten *Armerio-Festucetum* zu (BERGMANN 2004). Desweiteren machen Moose und Flechten einen bedeutenden Teil der oberirdischen Phytomasse aus. Die Gesamtphytomasse (Trockenmasse) des Gradienten vom *Koelerion* zum *Armerio-Festucetum* (s. Tab. 1 und Abb. 7 von Ost nach West) lag im Jahre 2000 bei ca. 7-9 t/ha im typischen *Koelerion*, 14,5-17,5 t/ha im ruderalisierten *Koelerion*, 16 t/ha im *Armerio-Festucetum typicum* und 28 t/ha im ruderalisierten *Armerio-Festucetum* (BERGMANN 2004). Der in der Vegetationskarte und der Tabelle dargestellte Gradient ist somit auch klar durch eine unterschiedliche Phytomasse-Verteilung gekennzeichnet, und es ist leicht nachvollziehbar, dass konkurrenzschwache, kleinwüchsige und oft gefährdete Arten im östlichen Teil des Flugplatzes bessere Bedingungen haben.

Der atmosphärische N-Eintrag (nasse und trockene Deposition) lag im Gebiet Euler-Flugplatz im Jahre 2001/02 ebenso wie 2009 bei ca. $17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (BERGMANN 2004, FAUST 2011). Nach Daten des Umweltbundesamtes wurden 2004 in offenen Sandökosystemen im Untersuchungsgebiet $14\text{--}17 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ Stickstoff eingetragen (GAUGER et al. 2008).

Die jährliche Stickstoffnachlieferung im Bestand in 0-30 cm Bodentiefe ist in konsolidierten Rasen des *Armerion* mit durchschnittlich 135 kg/ha höher als in Pionierfluren des *Koelerion glaucae* mit durchschnittlich 52 kg/ha. Der beweidungsbedingte Netto-Entzug, d. h. die N-Aufnahme mit dem Fraß minus die N-Rückführung mit dem Dung und Urin, ist gering ($3\text{--}12 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$); nur im ruderalisierten *Armerio-Festucetum* überschreitet er mit $15\text{--}23 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ die atmogene Stickstoff-Deposition (BERGMANN 2003). Durch verbesserte Weideführung in den Folgejahren konnte die Entnahme von Phytomasse durch die Weidetiere erhöht werden.

Die Phosphatwerte im Boden spielen eine große Rolle für die Sukzessionsrichtung der Sandvegetation (s. Kap. 7.) und sind so auch von zentraler Bedeutung für Restitutionsmaßnahmen (Kap. 10.). In Leitbildflächen der Sandvegetation liegt der extrahierbare Phosphat-P-Gehalt (Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt) unter 20 mg/kg Trockenboden (STORM et al. 1998, SCHWEBEL 2007).

7. Entwicklung der Sandvegetation in der Zeitachse: spontane Sukzession ohne Beweidung

7.1. Frühe Pionierstadien

In Pionierstadien der Sandvegetation kann die Sukzession sehr langsam voranschreiten, insbesondere wenn „Biologische Krusten“ vorhanden sind (Deckung bis 80-90 %, s. Kap. 5.). Wir konnten das mit Hilfe von drei Dauerflächen beobachten, die wir 8, 10 bzw. 13 Jahre untersucht haben (HACH et al. 2005, SÜSS et al. 2010, s. Abb. 13). Auch in einem „Common Garden“-Experiment konnte gezeigt werden, dass mehrjährige Phanerogamen durch „Biologische Krusten“ in ihrer Entwicklung inhibiert werden können (LANGHANS et al. 2009b). Durch den Tritt des Weideviehs werden solche Krusten leicht zerstört, und die Regeneration dauert mehrere Jahre (HACH et al. 2005, LANGHANS et al. 2010). Daher sind vor wenigen Jahren die Kern-Krustengebiete am Euler-Flugplatz aus der Beweidung zumindest für einen begrenzten Zeitraum herausgenommen worden. In den untersuchten 7 Dauerflächen (8-13 Jahre) ohne „Biologische Krusten“ (SÜSS et al. 2010) gab es sehr langsame Veränderungen, insbesondere Zunahmen der Moosdeckung von *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*. Auch eine Abnahme des Pioniergrases *Corynephorus canescens* konnte nachgewiesen werden.



Abb. 13: Gezäunte Fläche mit dem *Sileno conicae-Cerastietum semidecandri* s. l. und initialem *Koelerion glaucae* mit „Biologischen Krusten“. Die Fläche ist seit 1996 gezäunt (hier: Foto aus dem Jahre 2009) und hat sich kaum weiterentwickelt. Außerhalb des Zauns: Schaf- und Kaninchen-beweidete Flächen. Links: hochwüchsige *Asparagus*-Triebe. (Nach SÜSS et al. 2010).

7.2. *Koelerion glaucae*-Komplex

Hier zeigten unsere Dauerflächen-Untersuchungen (6 Flächen, 7-12 Jahre, SÜSS et al. 2010) auf unbeweideten Flächen, dass die Sukzession sehr langsam fortschreitet, aber es kommt z. T. zum Erlöschen bedeutender, hoch gefährdeter Arten (in einem Fall Absterben einer *Jurinea*-Population nach 8 Jahren). *Poa badensis*, *Alyssum montanum* subsp. *gmelinii* und *Fumana procumbens* konnten sich halten. Im Laufe der Zeit kam es zu einer Ablösung des Pioniermooses *Tortula ruraliformis* durch *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* (3 Flächen) und einer Zunahme von *Stipa capillata* (4 Flächen).

7.3. *Allio sphaerocephali-Stipetum capillatae*

Hier kam es in der untersuchten Zeitperiode von 9-15 Jahren (11 Flächen, SÜSS et al. 2010) z. T. zu kompletten Strukturveränderungen durch Dominanz von *Prunus spinosa* (Abb. 14), z. T. gab es Dominanzbildung von *Stipa capillata* und Artenrückgänge. Andere Flächen haben sich ohne wesentliche Änderungen der Artenstruktur halten können.



Abb. 14: Im Jahre 2000 gezäuntes *Allio-Stipetum capillatae*, das im Jahre 2008 bereits dicht mit *Prunus spinosa* überwachsen ist. Foto: A. Schwabe.

7.4. Ruderalisierende Flächen

Völlig anders sieht die Sukzessionsgeschwindigkeit in Beständen aus, die höhere Phosphatwerte im Boden aufweisen (SÜSS et al. 2004, SÜSS et al. 2010). Sie zeigen in wenigen Jahren (6 Dauerflächen, Untersuchungszeitraum 9-11 Jahre, Abb. 15) bereits eine floristische Ablösung von Pionierfluren durch *Calamagrostis epigejos*- oder *Cynodon dactylon*-dominierte Bestände. Die Auslösung einer Ruderalisierung durch Nährstoffzufuhr (insbesondere Stickstoff) konnte in einem kontrollierten Feldexperiment im *Koelerion glaucae*-Vegetationskomplex nachgewiesen werden (STORM & SÜSS 2008, FAUST et al. 2012).

7.5. Sukzessionsmodell: Pionier- bis mittlere Stadien

Die Ergebnisse der Dauerflächen-Untersuchungen und der Nährstoff-Bodenuntersuchungen fassen wir im Sukzessionsmodell der Abb. 16 zusammen. Ausgehend von den Pionierstadien und in Abhängigkeit von den Bodennährstoffen lässt sich ein nicht-ruderaler Pfad von einem ruderalen Pfad der Sukzession unterscheiden. Das Ziel des Beweidungsmanagements (s. u.) muss u. a. sein, bei nährstoffreicheren Substraten den ruderalen Pfad in den nicht-ruderalen Pfad umzulenken.

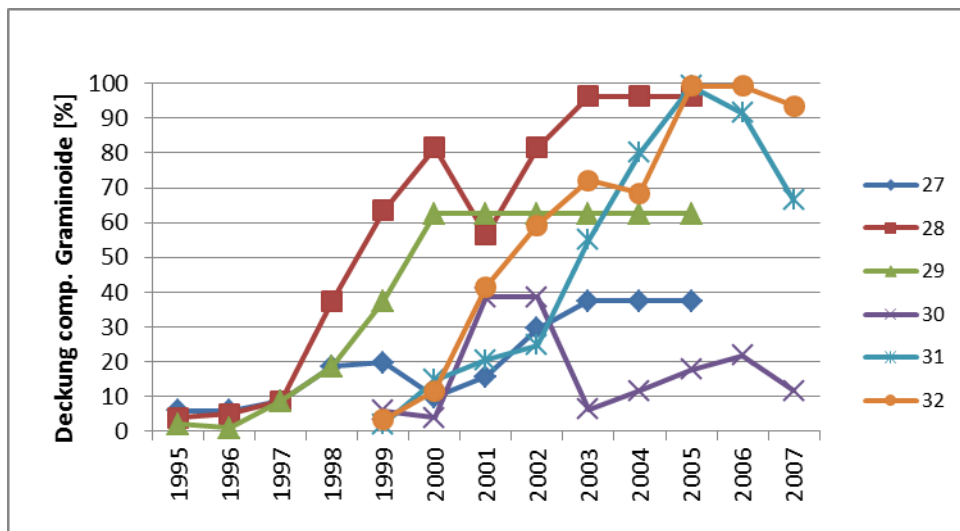


Abb. 15: Zunahme konkurrenzkräftiger Grasartiger (Gräser, Seggen) in Dauerflächen, die dem Ruderalpfad zuzuordnen sind. Einige Dauerflächen konnten über 13 Vegetationsperioden beobachtet werden (x-Achse). Jede Linie repräsentiert eine Dauerfläche im Landkreis Darmstadt-Dieburg. (Nach SÜSS et al. 2010).

7.6. Wälder

Die Entwicklung geht auf nährstoffarmen Sandstandorten hin zu *Pinus sylvestris*-reichen Ausbildungen, oft über Stadien mit *Prunetalia*-Gebüsch (s. o.). Das für kalkreiche Dünenstandorte bezeichnende *Pyrolo-Pinetum sylvestris* ist jedoch selten geworden, das gilt noch mehr für charakteristische Taxa wie *Pyrola chlorantha*, *Moneses uniflora* oder die Orchideenart *Goodyera repens* (BÖGER 1982, CEZANNE 1983, ZEUCH 1997, SCHWABE et al. 2000, 2010). *Pinus sylvestris*-Stadien stellen aber wahrscheinlich nur ein Zwischenstadium dar und wurden historisch z. B. durch Streuentnahmen gefördert, heute durch Beweidung (Abb. 17) und/oder mechanische Pflegemaßnahmen. Im großflächigen Gebiet des NSG „Kalksand-Kiefernwald bei Bickenbach, Pfungstadt und Seeheim-Jugenheim“ (87 ha) hat sich bereits in vielen Bereichen die Buche (*Fagus sylvatica*) etablieren können.

8. „Störung“ („disturbance“) – ein Faktorenkomplex zur Erhaltung offener Sandvegetation

8.1. Resilienz gegenüber abiotischen und biotischen Störungen?

Typisch ausgebildete Sandrasen erwiesen sich gegenüber Störungen als relativ resilient (FAUST et al. 2011a). Bei Störungen werden in diesem Falle Teile der pflanzlichen Biomasse beeinträchtigt, was Raum schafft, der neu besiedelt werden kann (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Resilienz zeigte sich bei der Auswertung eines Langzeitdatensatzes von 10 Jahren auf dem Euler-Flugplatz gegenüber verschiedenen Störfaktoren. Bei extremen Trockenperioden (Beispiel Jahr 2003) oder starker Kaninchenbeweidung reagierte die Vegetation der Schaf-beweideten Sandvegetation mit einer Änderung der Artenzusammensetzung bzw. der Dominanzverhältnisse. Nachlassen dieser Stressfaktoren führte zu einer Erholung des Systems (FAUST et al. 2011a). Es ist allerdings unklar, wie das System auf mehrmalige Trockenperioden über mehrere Jahre hinweg reagieren würde, so wie es bei „Global Change“-Szenarien erwartet wird. Insgesamt ist von einer Resilienz bei moderaten Störungsereignissen auszugehen.

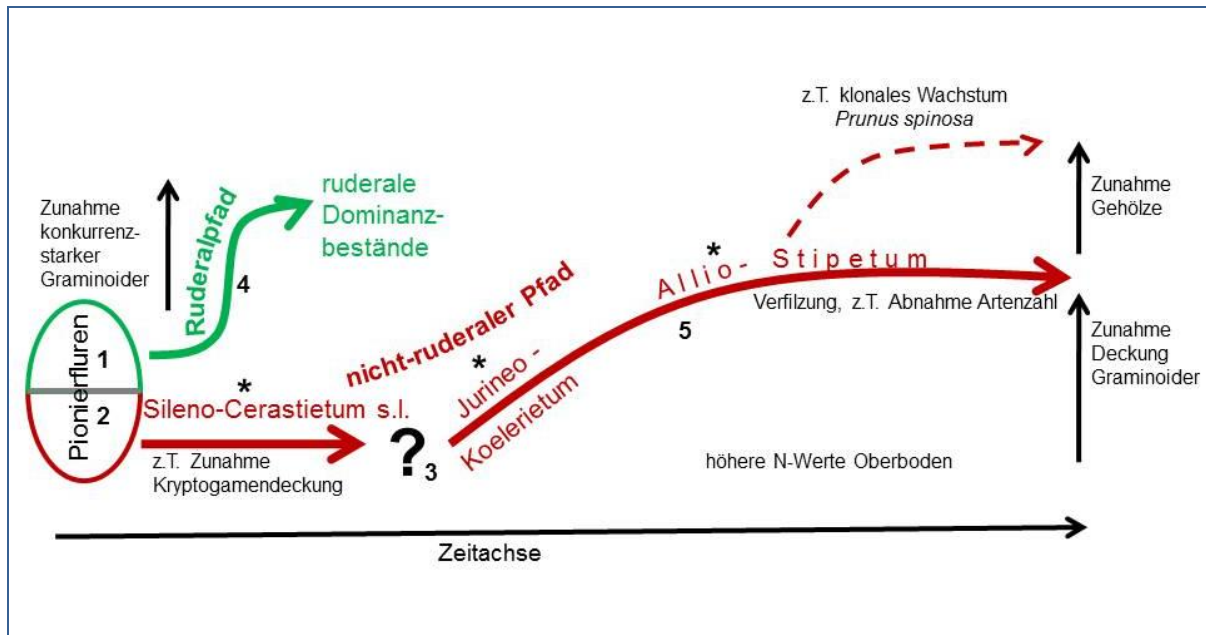


Abb. 16: Sukzessionsmodell der basenreichen Sandökosysteme des Binnenlandes in der hessischen nördlichen Oberrheinebene (frühe bis mittlere Stadien). 1) Phosphat-P > 20 mg/kg Trockenboden, initiale Feuchtezahl $\geq 3,4$. 2) Phosphat-P < 20 mg/kg, initiale Feuchtezahl < 3,4. 3) „missing link“. 4) Entwicklung innerhalb von 4-6 Jahren beobachtet. 5) Entwicklungsdauer z. T. > 14 Jahre. *Lange Stagnation möglich. (Nach SÜSS et al. 2010).



Abb. 17: Schafbeweidung des *Pyrolo-Pinetum* im NSG „Kalksandkiefernwald bei Bickenbach, Pfungstadt und Seeheim-Jugenheim“. (Nach SCHWABE et al. 2004a).



Abb. 18: *Allio- Stipetum capillatae* nach Eselbeweidung im Jahr 2008 (Juni). Links ist ein Teil einer seit dem Jahre 2000 gezäunten Fläche zu sehen, die inzwischen eine starke Dominanz von *Calamagrostis epigejos* aufweist. (Nach SCHWABE et al. 2013).



Abb. 19: Spätsommeraspekt (August 2009) derselben Fläche (Abb. 18) mit fruchtender *Stipa capillata* (außerhalb) und fruchtendem *Calamagrostis* innerhalb des Zaunes. (Nach SÜSS et al. 2011a).

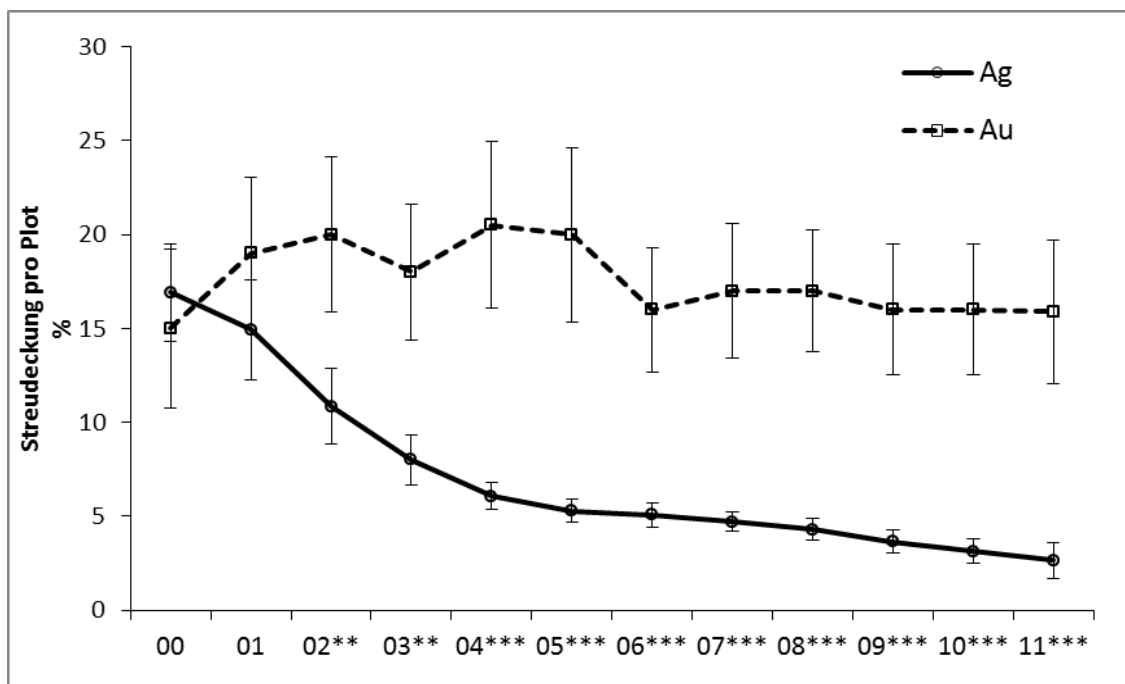


Abb. 20a: Streudeckung (%) im *Allio-Stipetum*-Vegetationskomplex von 2000 (status quo, Beginn der Beweidung im Sommer 2000 nach der Erstaufnahme) bis zum Jahre 2011: beweidete Probenflächen (Ag, n = 14) und unbeweidete (Au, n = 10). Fehlerbalken: SE (Standardfehler). Jahre mit signifikantem Unterschied zwischen Au und Ag (Basislinie Jahr 2000) sind mit Sternchen auf der x-Achse markiert. Signifikanzniveaus: *: $0.05 \geq p > 0.01$, **: $0.01 \geq p > 0.001$, ***: $0.001 \geq p$. (Nach SCHWABE et al. 2013).

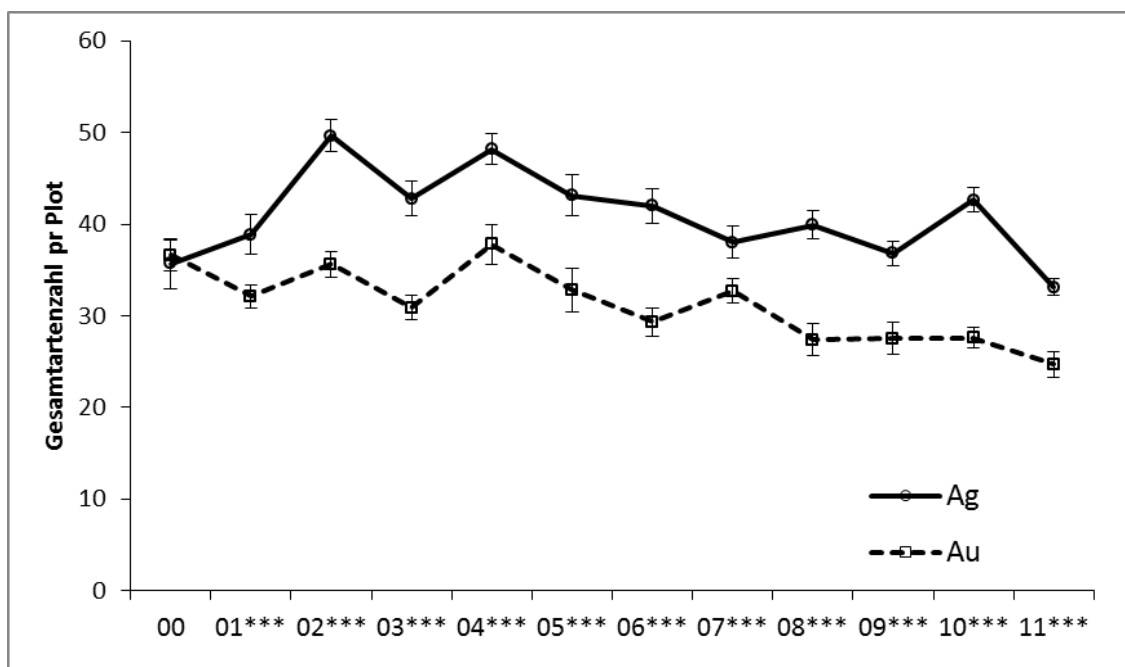


Abb. 20b: Artenzahlen der beweideten und unbeweideten Probenflächen. Fehlerbalken: SE. Weitere Details, s. Abb. 20a.

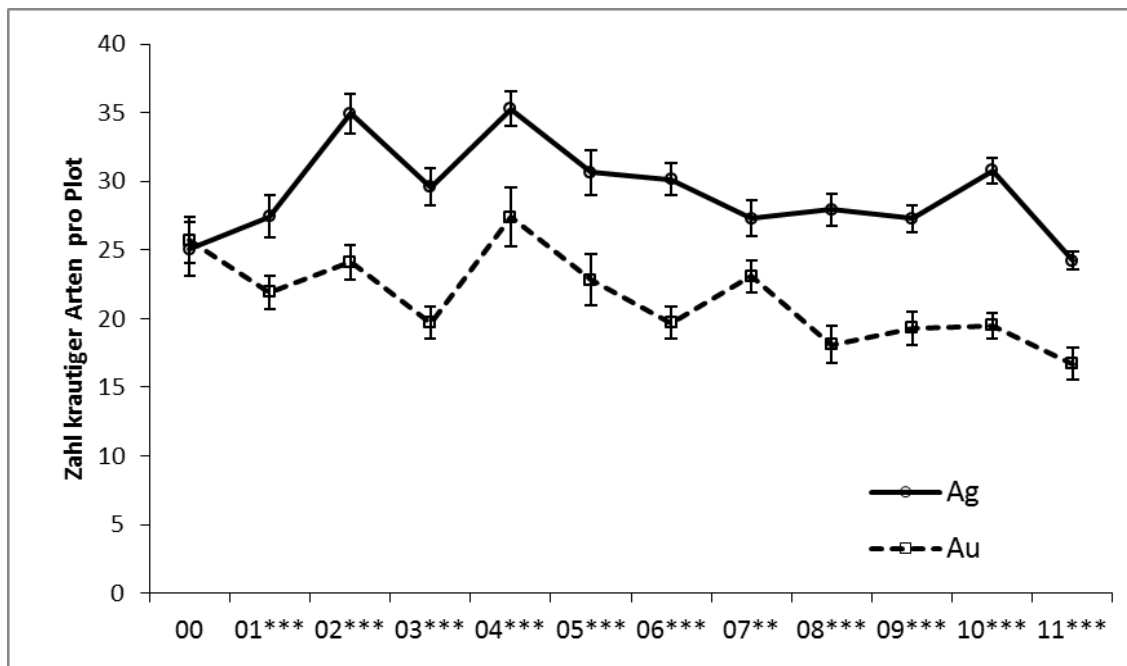


Abb. 20c: Zahl der krautigen Arten (ohne Graminoide) in beweideten und unbeweideten Probeflächen. Fehlerbalken: SE. Weitere Details, s. Abb. 20a.

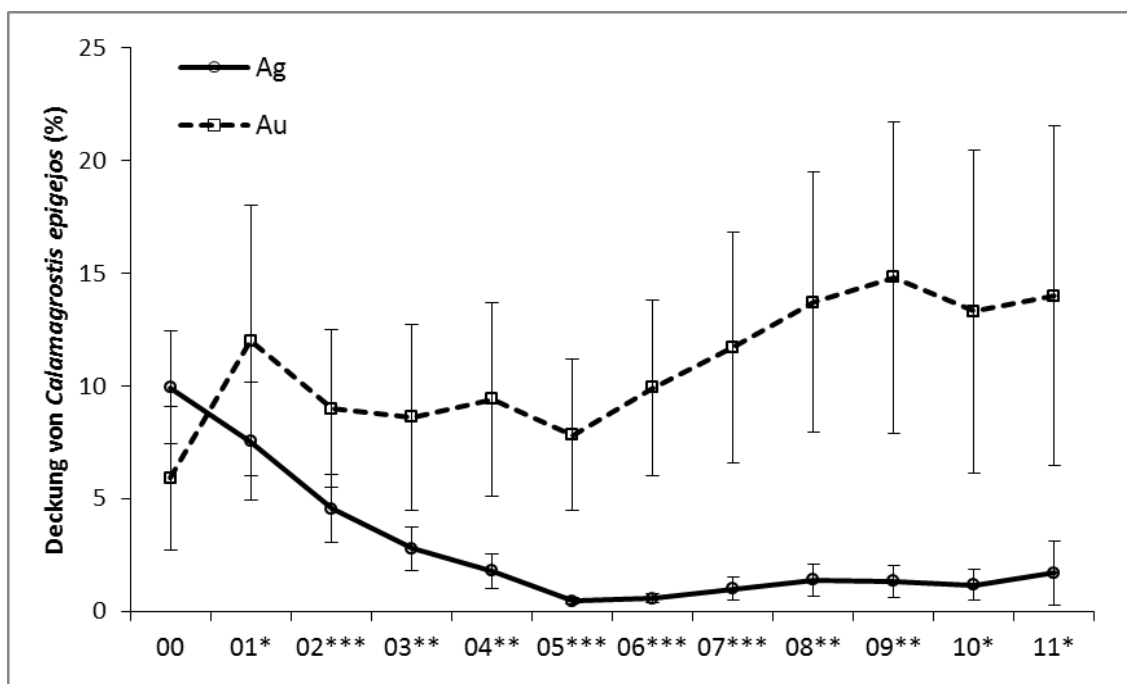


Abb. 20d: Deckung (%) von *Calamagrostis epigejos* in beweideten und unbeweideten Probeflächen. Fehlerbalken: SE. Weitere Details, s. Abb. 20a.

8.2. Beweidung als dynamisierender Faktorenkomplex

8.2.1. Monitoring beweideter und unbeweideter Flächen

In verschiedenen Untersuchungsgebieten konnten wir eingezäunte Flächen (Ausschluss von Schafen und/oder Eseln) mit ungezäunten Flächen vergleichen und ein bis zu 12-jähriges Monitoring durchführen (Abb. 18, 19). Hierbei sind Unterschiede zwischen beweideten und unbeweideten Flächen in der Artenzusammensetzung und Struktur statistisch geprüft worden. Ein sehr guter Indikator für den Erfolg der Maßnahmen ist dabei die Berechnung des Zielartenindex (Target Species Ratio TSR, EICHBERG et al. 2010). Hierbei unterscheiden wir einen qualitativen (1.) und quantitativen (2.) Zielartenindex (1. Quotient aus Zielartenzahl/Gesamtartenzahl; 2. Einbeziehung der Deckung der Arten; Zielarten sind dabei Arten der *Festuco-Brometea* und *Koelerio-Corynephoretea*).

Im *Allio-Stipetum*-Vegetationskomplex an der Griesheimer Düne nahm die Streudeckung auf beweideten Flächen signifikant ab (Abb. 20a), der Anteil von Arten mit geringen Wuchshöhen (< 20 cm) erhöhte sich, und der Anteil von Arten mit Wuchshöhen von > 50 cm erniedrigte sich. Am Beginn der Untersuchungen zeigten die beweideten und unbeweideten Flächen ähnliche Artenzahlen (um 35 Arten je 79-m²-Probefläche), danach gewannen die beweideten Flächen eine hoch signifikante höhere Artenzahl über die Untersuchungszeit von 12 Jahren; insbesondere nahmen auch die Krautigen in den beweideten Flächen zu (Abb. 20 b, c). Die Artenzahl der unbeweideten Flächen fiel auf unter 30. Das konkurrenzkräftige Gras *Calamagrostis epigejos* nahm auf den beweideten Flächen ab (Abb. 20d). Leitarten zeigten in den unbeweideten Flächen eine konstante Abnahme, wohingegen sie in den beweideten Flächen zunahmen. Entsprechendes zeigte sich komprimiert bei den TSR-Werten (SCHWABE et al. 2013).



Abb. 21: Verteilungsmuster von Schaf-Weidepfaden im Gebiet des Euler-Flugplatzes (erfasst wurden zwei Koppeln). *Koelerion glaucae*-Vegetationskomplex (rechts) und *Festuca trachyphylla-/ovina* s.l.-Stadien (oben). Die Kartierung wurde anhand von Color-Infrarot-Bildern aus dem Jahre 2000 dargestellt (Stand 2002). Gelbe Linie: Weidepfad, weiße Linie: Koppelgrenze, grüne Punkte: Schattenplätze; hellblaue Punkte: Tränke und Salzleckstein. CIR-Bild aus dem BMBF-Projekt „Sandökosysteme im Binnenland“. (Nach SCHWABE et al. 2004b und EICHBERG et al. 2008).

8.2.2. Fraßpräferenzen

STROH et al. (2002) stellten bei Untersuchungen in Sand-Lebensräumen fest, dass Ruderalarten im Vergleich zu den Zielarten der Sand-Lebensräume von der Schafherde zeitlich früher und stärker verbissen wurden. Diese Selektivität kann zur Erhöhung des Naturschutzwertes beitragen („restorative grazing“, s. Kap. 10.4.). Durch geschickte Weideführung wird erreicht, dass die Herde zunächst in stärkerem Maße solche ruderalen Arten frisst. Wenn die Ressourcen Stickstoff-reicher Pflanzenarten erschöpft sind, zieht die Herde weiter.

Untersuchungen von SÜSS & SCHWABE (2007) und SÜSS et al. (2009) zeigten, dass sukzessive Multispezies-Beweidung (zuerst Schafe, danach Esel) besonders gut geeignet ist, um ruderalisierte Bestände im Sinne des Naturschutzes zu entwickeln. So erzeugen z. B. Esel einen starken Fraßdruck auf die funktionelle Gruppe der Grasartigen, die auch Problemgräser, wie *Calamagrostis epigejos* oder das invasive Gras *Cynodon dactylon* (s. Kap. 5.3.), enthält.

8.2.3. Entstehung von Offenboden-Stellen durch Weidetiere

Offenboden entsteht in beweideten Sand-Lebensräumen oft in Form von Sonderstrukturen, wie Weidepfaden (Abb. 21). Die Vegetation solcher Pfade in konsolidierter Vegetation ist unter den Bedingungen des angewendeten Managements (kurze Beweidungs- und lange Erholungsphasen; Kap. 4.) durch einen Pioniercharakter gekennzeichnet, der ein früheres Sukzessionsstadium charakterisiert als seine Umgebung. Dies konnte mit Hilfe von Ordinationen dargestellt werden (SCHWABE et al. 2004b). Weidepfade können im *Koelerion glaucae-/Armerio-Festucetum*-Vegetationskomplex bis ca. 1 % der Koppelfläche ausmachen (EICHBERG et al. 2008). Insgesamt 7 einjährige typische Sandarten (*Medicago minima* u. a.), die von Schafen zoochor ausgebreitet werden (Kap. 9.), aber auch der kurzzeitigen (1-5 Jahre) Diasporenbank angehören (EICHBERG et al. 2006), traten auf Weidepfaden in höherer Artmächtigkeit auf als auf Vergleichsflächen im benachbarten konsolidierten Rasen (EICHBERG et al. 2008).

In einem Vergleich von Schaf- und Eselbeweidung (s. Kap. 8.2.2.) zeigte sich, dass die Offenbodenanteile bei Eselbeweidung höher sind als bei Schafbeweidung; noch höher sind sie bei der sukzessiven Kombination (SÜSS & SCHWABE 2007). Eselbeweidung ist sehr stark durch die Anlage von Wälzkühlen gekennzeichnet (Abb. 22), die hohe Offenboden-Anteile verursachen und die Regeneration von Pflanzenarten, z. B. aus der Diasporenbank im Boden, ermöglichen (HÄFELE 2004, SÜSS & SCHWABE 2007).

Weitere Offenboden-Sonderstrukturen sind Schlafkühlen, die bestimmte Schafrassen (Skudden) in Pionierstadien gelegentlich anlegen.

9. Schafe als Vektoren zwischen den Flächen: Diasporen-Ausbreitung und Nach-Ausbreitungsschicksal von Diasporen

9.1. Diasporen-Dichte und -Diversität in Faeces und Fell

Es konnte in den Untersuchungen von EICHBERG (2005) und WESSELS (2007) festgestellt werden, dass 100 g Trockenfaeces von Schafen, die in frühen oder mittleren Sukzessionsstadien der Sandvegetation weideten, im Mittel 92-481 keimfähige Diasporen enthalten (methodische Untersuchungen zum Diasporengehalt in Faeces s. WESSELS & SCHWABE 2008). Hochgerechnet bedeutet das für eine Schafherde von 800 Tieren, dass in offener Sandvegetation am Tag rund

0,5-2,5 Mio. Samen bzw. Früchte endozoochor ausgebreitet werden können (Tab. 2). Zugrunde gelegt wurde hierbei eine tägliche Faecesmenge pro Tier von 665 g Trockenmasse (EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011). Im Fell konnten in denselben Sandpflanzengesellschaften pro 100 cm² im Mittel 12-36 Diasporen am Ende einer Weideportion festgestellt werden. Das bedeutet für einen Koppelwechsel der Schaferde, dass ein Potenzial von mindestens 0,3 Mio. Diasporen epizoochor von Fläche zu Fläche transportiert wird (EICHBERG 2005, WESSELS 2007, EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011). Hochwüchsige Arten (> 0,3 m) waren im Schaffell signifikant häufiger vertreten als niedrigwüchsige Arten (≤ 0,3 m; WESSELS et al. 2008).

Insgesamt konnten 93 Gefäßpflanzenarten/-taxa im Fell (Fe) und in den Faeces (Fa) nachgewiesen werden (Fe 53, Fa 74). Die beiden Ausbreitungspfade ergänzten sich: Eine zeitgleiche Untersuchung beider Pfade ergab auf dem Euler-Flugplatz eine 34 %-ige Übereinstimmung der Artenspektren (EICHBERG 2005). Im Fell erreichten andere Arten höhere Diasporendichten als in den Faeces (Tab. 2). Im Fell dominierten qualitativ und quantitativ Zielarten, in den Faeces z. T. Nicht-Zielarten (z. B. hohe Werte für die konkurrenzstarke, ruderal geprägte Art *Carex hirta*). Für den endozoochoren Ausbreitungspfad konnte aber auch gezeigt werden, dass das Verhältnis von Zielarten zu Nicht-Zielarten auf der Prozessstufe der Etablierung steigt (EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011; Kap. 9.3.). Eine Top-Art im Fell war die gefährdete Art *Medicago minima* (Kategorie 3 in Hessen, HMULV 2008); WESSELS et al. (2008). Diese sowohl in der Zeit („dispersal in time“; Kap. 5.4.) als auch auf beiden zoochoren Pfaden räumlich ausgebreitete Art („dispersal in space“) nutzt mehrere Regenerationsstrategien, die durch Weidetiere beeinflusst werden (Kap. 5.4., 8.2.3. und 9.3.). Insgesamt konnten 14 Rote Liste-Arten nachgewiesen werden, die endo- und/oder epizoochor ausgebreitet werden (EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011, s. Tab. 2).



Abb. 22: Charakteristische Wälzkuhle, die bei Eselbeweidung angelegt wird (Griesheimer Düne); es kommt hier zu Sandflug und einer Aktivierung der Diasporenbank. Foto: A. Schwabe.

Tabelle 2: Übersicht der im Fell und in Faeces nachgewiesenen Pflanzenarten. Es sind die Mittelwerte von 2-4 Schafen koppelbezogen, in einer vierstufigen Skala dargestellt. Die Arten sind geordnet nach 1. Ausbreitungspfad, 2. Artengruppe und 3. Menge. (Nach EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011).

	AG	Studien zur Endozoochorie							Studien zur Epizoochorie						
		Kg			Ac	AF		AS	Kg			Ac	AF		AS
Vegetationstyp		1	2	1	3	4	1	1	1	2	1	3	2	2	
Anzahl Koppeln		1	2	3	1	1	3	3	4	4	4	4	4	4	
Gebietsbezug		intra	intra	inter	intra	intra	intra	inter	intra	inter (v/n)	intra	intra	inter (v/n)	inter (v/n)	
Methode der Diasporenbestimmung		CG	CG	CG	CG	CG	TH	TH/ CG	D	D	D	D	D	D	
Referenz		1	2	3	1	1	3	3	4	4	4	4	4	4	
a) Nachweis in Fell und Faeces															
Zielarten															
Potentilla argentea agg.	Z	•••	••	••	••	••	•••	••			○	○	○		
Arenaria serpyllifolia agg.	Z	○	•	•	○	•	••	•••/••	•			○	○	-/○	
Trifolium arvense	Z			•	•		•	••/•••			○		-/○	•	
Rumex acetosella s.l.	Z	○	•	○		•	•••	••/•				○	○	-/○	
Phleum arenarium (2/3)	L	○	○	••							○				
Medicago minima (3/3)	L	○	○	•	○	○	○	○	•••	•••/••	••	••	••	••	
Koeleria macrantha (-/3)/ glauca (2/2)	L	○			○	○		-/○	•		•	••	••/•		
Vulpia myuros	Z	○	○	•	○	○	○		••	○/•	••	•	•		
Centaurea stoebe	Z		f		○					•/-	••	••	○/•	•	
Silene otites (3/3)	L				○					-/○	•	○			
Silene conica (3/3)	L		○	○			○	-/○	○	○/-	○	○	-/○		
Erodium cicutarium	Z		○						○	○		○		○/-	
Petrohragia prolifera	Z					○	○	○		-/○				○	
Myosotis ramosissima/ stricta	Z/Z		○	○			f	f			○		○/-		
Carex praecox (3/V)	L		○					-/○				○			
Ruderalarten															
Poa angustifolia	G	••	•	•	••	••	•	•	•		•	•	•/-	-/○	
Oenothera biennis s.l.	R			•	••	○	•				•	•	○/-		
Bromus hordeaceus	R								○	○	•	•	-/○	-/○	
Conyza canadensis	R		○	○				••						•	
Sisymbrium altissimum	R							-/○					•	•	
Psyllium arenarium	R			••			f			-/○	○				
Polygonum aviculare agg.	R		○	•			f			○/-					
Berteroa incana	R					○		-/○		○		○			
Silene latifolia ssp. alba	R					○						○			
Sonstige															
Verbascum phlomoides	S			••	○	○	•••	•••			○	•	••	••	
Agrostis capillaris (-/-)/ vinealis (-/V)*	S/L			○	•	••	•	○				○	○/•		
Festuca ovina agg.	S	○				○	○		•	○/-	•	••	•/○		
Arabis glabra	S							•/○					○/•	•	
Achillea millefolium	S				○		○	•/○						○/-	
Plantago lanceolata	S			○	○	○				○/-		○	-/○		
Taraxacum sect. Ruderalia	S	○				○					○				
Cerastium holsteoides	S	○	○									○			
Crepis capillaris	S					○	f				○				
b) Nachweis nur in Faeces															
Zielarten															
Trifolium campestre	Z	○	••	••	•	○	•	••							
Medicago falcata (inkl. M. x varia)	Z			•	••	••		○							
Helianthemum nummularium s.l.	Z							•/••							
Veronica verna (-/3)	L	○	•	○		○	•								
Vicia lathyroides (-/3)	L	○	•			○	○	○/-							
Sedum acre	Z			•	○	○	○	○							
Cerastium semidecandrum	Z	○	○	○	○	○	○	○/-							
Erophila verna s.l.	Z		○	○											
Saxifraga tridactylites	Z		○												
Herniaria glabra	Z			○	○										
Ononis repens	Z			○			f								
Corynephorus canescens (-/3)	L			○											
Acinos arvensis	Z							-/○							
Asperula cynanchica (-/V)	L							○/-							
Ruderalarten															
Carex hirta	G	•••	•••	○	•	•	○	-/○							
Veronica arvensis	R	•	••	•	•	•	••	••/○							
Chenopodium album/ strictum	R			•			f	••/•							
Urtica dioica	R							••/•							
Diplotaxis tenuifolia	R			•				○							
Stellaria media	R		○	○				○							
Cynodon dactylon	G	○	○					f							
Cerastium arvense	R	○				○									
Setaria viridis	R			○				-/○							
Arabidopsis thaliana	R		○												
Amaranthus sp.	R			○											
Eragrostis minor	R			○											
Saponaria officinalis	R			○											
Convolvulus arvensis	R							-/○							
Rubus caesius	R							-/○							
Salsola kali ssp. tragus	R		f												

Tab. 2 (Forts.)

	AG	Studien zur Endozoochorie							Studien zur Epizoochorie						
Vegetationstyp		Kg		Ac	AF		AS		Kg		Ac	AF		AS	
Anzahl Koppeln		1	2	1	3	4	1	1	1	2	1	3	2	2	
Gebietsbezug		intra	intra	inter	intra	intra	intra	inter	intra	inter	intra	intra	inter	inter	
Methode der Diasporenbestimmung		CG	CG	CG	CG	CG	TH	TH/ CG	D	(v/n)	D	D	(v/n)	(v/n)	
Referenz		1	2	3	1	1	3	3	4	4	4	4	4	4	
b) Nachweis nur in Faeces															
<u>Sonstige</u>															
<i>Geranium molle</i>	S	○	●	○		○	○	○/-							
<i>Thymus pulegioides</i> s.l.	S			○		○		●							
<i>Salix</i> sp.	S	○	○		○										
<i>Hypericum perforatum</i>	S				○	○		○							
<i>Buddleja</i> cf. <i>davidii</i>	S		○		○										
<i>Luzula campestris</i>	S			○				○							
<i>Galium album</i>	S				○										
<i>Betula pendula</i>	S					○									
<i>Epilobium ciliatum</i>	S					○									
<i>Poa annua</i>	S					○									
c) Nachweis nur im Fell															
<u>Zielarten</u>															
<i>Phleum phleoides</i> (-/3)	L											●●			
<i>Stipa capillata</i> (3/3)	L													●●	
<i>Armeria maritima</i> ssp. <i>elongata</i> (3/3)	L								○	○	○	○	○	●	
<i>Echium vulgare</i>	Z												○		
<u>Ruderalarten</u>															
<i>Bromus tectorum</i>	R		●	●●/●	●		●	●/○	●	●●/●	●	●	●/○	●/○	
<i>Cynoglossum officinale</i>	R		○	○/-	○		●	●	○	○/-	○	●	●	●●	
<i>Papaver dubium</i> s.l.	R			○/-	○		○	○			○	○	●		
<i>Calamagrostis epigejos</i>	G										○	○			
<i>Elymus repens/ campestris</i> x <i>repens</i>	G/R		○										○/-		
<i>Bromus sterilis</i>	R			○										-/○	
<i>Galium aparine</i>	R													○	
<u>Sonstige</u>															
<i>Agrimonia procera</i>	S													●●	
<i>Campanula rapunculus</i>	S												●		
<i>Arrhenatherum elatius</i>	S		○									○			
<i>Alopecurus pratensis</i>	S		○												
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	S									-/○					
<i>Senecio jacobaea</i>	S									○					
<i>Holcus lanatus</i>	S												○		
<i>Festuca rubra</i>	S												-/○		

Endozoochorie: o = ≤ 1 Diaspore 100 g⁻¹ trockene Faeces (tF), • = $> 1-5$ D. 100 g⁻¹ tF, •• = $> 5-50$ D. 100 g⁻¹ tF, ••• = > 50 D. 100 g⁻¹ tF; f = endozoochorer Nachweis ausschließlich unter Feldbedingungen. Epizoochorie: o = $\leq 0,1$ D. 100 cm⁻² Fell (F), • = $> 0,1-1$ D. 100 cm⁻² F, •• = $> 1-10$ D. 100 cm⁻² F, ••• = > 10 D. 100 cm⁻² F.

AG = Artengruppen: Rote Liste-Arten (L), sonstige Zielarten (Z), konkurrenzstarke Graminoide (G), sonstige Ruderalarten (R), sonstige Arten (S). In Klammern hinter den Artnamen: Gefährdungskategorien in Deutschland (KORNECK et al. 1996)/Hessen (HMULV 2008). * = beide Arten qualitativ nachgewiesen, aber nicht in allen Studien quantitativ trennbar. Vegetationstyp: Kg = *Koelerion glaucae*, Ac = *Artemisia campestris*-Gesellschaft, AF = *Armerio-Festucetum trachyphyllae*, AS = *Allio-Stipetum capillatae*. Gebietsbezug: intra/inter = Untersuchungen innerhalb eines Gebietes/u. bei Gebietswechseln der Schafe (es sind die Werte vor/nach [v/n] dem Wechsel dargestellt). Bestimmungsmethode: CG = "common garden"-Auflaufverfahren, D = direkte Diasporenbestimmung; TH: Ter Heerdt-Auflaufverfahren (TER HEERDT et al. 1996). Referenzen: 1: EICHBERG (2005), 2: EICHBERG et al. (2007), 3: WESSELS (2007), 4: WESSELS et al. (2008).

9.2. Verweilzeit von Diasporen im Fell

Die großen und schweren Achänen von *Jurinea cyanooides* (0,6 cm lang, 7,6 mg schwer) verweilen bei einem Freilandexperiment trotz ihrer Haaranhänge nur kurze Zeit im Fell der Schafe: 82 % der Achänen fielen innerhalb von 2 h wieder aus (EICHBERG et al. 2005). Ein kleiner Teil (5 %) verblieb jedoch länger als 52 h im Fell. Die Befunde dieser Studie sind in ein allgemeines Modell zur Retention bei externem Diasporentransport durch Säugetiere eingegangen (BULLOCK et al. 2011).

Die ebenfalls mit länglichen Anhängseln versehenen Diasporen von *Stipa capillata* und *Agrimonia procera* wurden im Rahmen eines weiteren Feldexperiments von der Griesheimer Düne zum Euler-Flugplatz im Fell transportiert (Distanz: 3 km; WESSELS et al. 2008; Abb. 9, 23). Die

Ausfallraten dieser Diasporen zeigten eine starke Abhängigkeit von den Körperzonen des Schafes (Abb. 23). Die Diasporen-Verlustrate auf den Empfängerflächen war bei *Stipa* höher als bei *Agrimonia*. Weitere Untersuchungen von WESSELS et al. (2008) belegten, dass es während der Wechsel der Weideflächen über eine Distanz von 3 km über ein breites Artenspektrum hinweg kaum zu Diasporen-Verlusten aus dem Schaffell kam. Die absoluten Mengen an Diasporen im Fell waren nur bei einem sehr geringen Anteil der Pflanzenarten je Bestand (< 10 %, abhängig vom Körperbereich) bei Ankunft auf der Empfängerfläche gegenüber dem Triftstart auf der Quellfläche signifikant verringert.

Diese Ergebnisse zeigen, dass die funktionelle Vernetzung über Kilometer entlang der Weideroute bestehen kann.

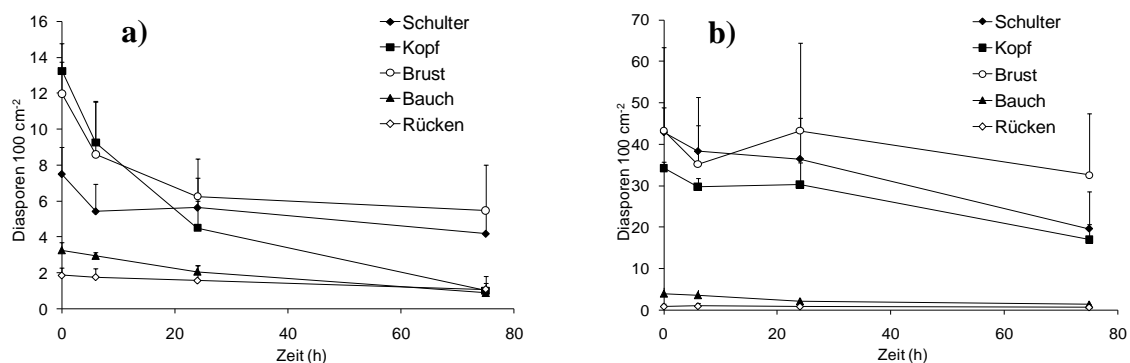


Abb. 23: Mittlere Verweilzeiten von Diasporen von *Stipa capillata* (a) und *Agrimonia procera* (b) in verschiedenen Fellbereichen von vier Schafen (rechte + linke Körperseite, je Individuum und Körperbereich gemittelt). Zwischen dem ersten (0 h) und zweiten Messzeitpunkt (6 h) hat ein Gebietswechsel der Herde stattgefunden (ca. 3 km). Fehler: Standardfehler (einseitig). (Nach EICHBERG & WESSELS-DE WIT 2011).

9.3. Nach-Ausbreitungsschicksal und Etablierungserfolg der von Schafen transportierten Diasporen

Bei Untersuchungen zum Nachausbreitungsschicksal von endozoochor transportierten Diasporen wurde jeweils ein „Common Garden“-Ansatz im Botanischen Garten unter optimierten Bedingungen (Dungpillen mechanisch zerkleinert, kontinuierliche Wasserversorgung) mit einem Freilandansatz (Dungpillen intakt, natürlicher Wasserhaushalt) verglichen. Hierbei zeigte sich, dass die trocken-heißen Pionier-Sandstandorte am Euler-Flugplatz wie ein Umweltfilter wirken. In einer Untersuchung keimten im „Common Garden“ insgesamt 28 Pflanzenarten, und pro 100 g Trockenmasse Faeces traten im Mittel 124 Individuen auf, im Freiland waren es 15 Arten und 6 Individuen (EICHBERG et al. 2007). Im Freiland fruktifizierten faecesbürtige Individuen von nur 5 Arten: *Vulpia myuros* (Abb. 24) und 4 Arten der Roten Liste Hessen (HMULV 2008): *Medicago minima* (Abb. 25 a, b), *Silene conica*, *Phleum arenarium* und *Vicia lathyroides*. Denkt man an die Geilstellen mesophiler Weiden, so erscheint es zunächst paradox, dass gerade diese konkurrenzschwachen Arten sich unter den potenziell nährstoffreichen Bedingungen der Dungstellen etablierten, aber Wasserlimitierung ist hier sehr wahrscheinlich der ausschlaggebende Faktor. Unter den in Pionierfluren herrschenden Freilandbedingungen keimten auf Schafdung praktisch keine ruderalen oder klonalen Arten, wohl aber im „Common Garden“. Insgesamt gab es hohe Absterberaten im Freiland durch die harschen Umweltbedingungen (EICHBERG et al. 2007). In

degradiertem, produktivem Sandgrasland mit mesophileren mikroklimatischen Bedingungen wurden vereinzelt faecesbürtige Keimlinge kompetitiver Arten nachgewiesen (z. B. *Cynodon dactylon*, WESSELS 2007).

Die Etablierungsraten der als Diasporen in Dungpillen vorhandenen Pflanzen können durch Schaftritt erhöht werden, so dass Schafe quasi als „Gärtner“ fungieren; und zwar nicht nur für die Diasporen in Schafdung. FAUST et al. (2011b) belegten experimentell, dass Schafe den Keimlingsemergenz- und Fruchterfolg von Diasporen signifikant förderten, die in Kaninchen- oder Schafdung eingebettet waren, der auf Offenbodenstellen ausgelegt und mit Hufatruppen betreten worden war (Abb. 26). Die Hufaktivität brach die Dungpillen auf und verbesserte den Dung-Boden-Kontakt. Die Kombination aus Offenboden, Faeces und Trittstörung ist offenbar etablierungsfördernd. Dieser Faktorenkomplex herrscht auch auf Weidepfaden (Abb. 21, Kap. 8.2.3.).

Die Etablierung nach epizoochorem Transport und die räumlichen Muster neuer Pflanzenspopulationen konnten für 10 Pflanzenarten (zumeist Zielarten) über 6 Jahre auf drei diasporenarmen Tiefsand-Aufschüttungen studiert werden (WESSELS-DE WIT & SCHWABE 2010, FREUND et al. 2014). Die Etablierung über diesen Zeitraum war für die meisten Arten erfolgreich. Bei einigen Arten war es möglich nachzuweisen, dass das ursprünglich durch die Schafe initiierte Verteilungsmuster auf den Flächen noch nach 6 Jahren bestand (FREUND et al. 2014).



Abb. 24: Ein aus Schaffaeces aufgelaufenes, fruchtendes Individuum von *Vulpia myuros* (Euler-Flugplatz, August 2003). Maßstab der Kästchen: 0,5 cm x 0,5 cm. Foto: C. Eichberg.



Abb. 25a: Individuum von *Medicago minima*, das auf einer Experimentalfläche (15 cm x 15 cm) im *Koelerion glaucae* des Euler-Flugplatzes direkt aus Schaffaeces aufgelaufen ist und durch ein rotes Stäbchen markiert wurde. Ein Vogelschutznetz und Drahtbügel fixierten die Faecespillen. Die in der ersten Nachausbreitungs-Generation gebildeten Früchte wurden durch rote Kreise hervorgehoben (Juni 2003). Foto: C. Eichberg.



Abb. 25b: *Medicago minima*, aus Faeces aufgelaufen (Mai 2004). (Nach EICHBERG & WESSELS-DE-WIT 2011).

Schaftritt fördert auch die Inkorporation von freien (nicht in Faeces eingebetteten) Diasporen in den Boden und führt zu einer signifikant erhöhten Keimlingszahl und -überlebensrate; dies konnte von EICHBERG et al. (2005) und WESSELS-DE WIT & SCHWABE (2010) für die Art *Jurinea*

cyanoides nachgewiesen werden (Abb. 27). Bei Störung durch Tritt sind im Mittel 14 % der Achänen von *Jurinea* komplett in den Boden inkorporiert worden, auf unbeweideten Kontrollflächen wurden im gleichen Zeitraum dagegen keine Diasporen in den Boden eingearbeitet.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Schafe durch mehrere, miteinander gekoppelte Prozesse auf die generative Vermehrung der Pflanzenarten in offenen Sandhabitaten einwirken. Der Ausbreitungserfolg für eine Pflanzenart durch den Vektor Schaf ist also nicht allein vom Transportvermögen des Tieres her zu beurteilen.

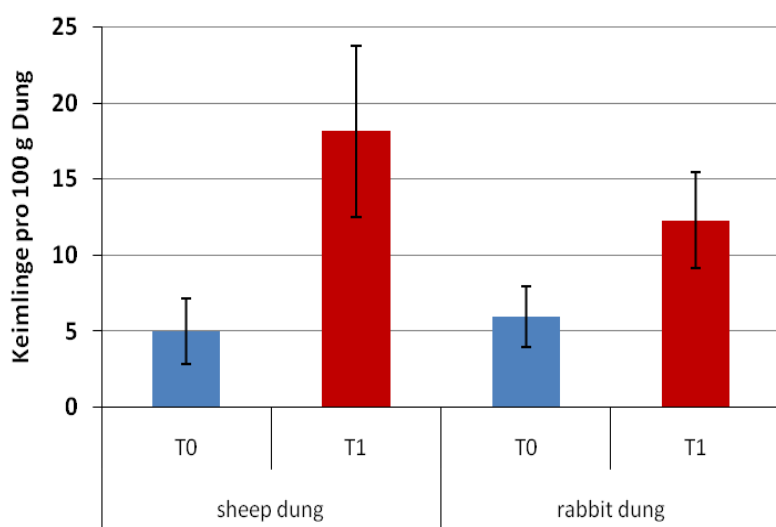


Abb. 26: Aufgelaufene Keimlinge im Schaf- und Kaninchendung am Euler-Flugplatz nach Tritteinfluss (T1) durch Schafe und ohne Tritteinfluss (T0). Durch den Einfluss des Schaftritts ist die Zahl der Keimlinge bei Schafdung 3,6-fach höher, bei Kaninchendung 2,1-fach höher. Mittelwerte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant; Fehlerbalken: \pm 95% Konfidenzintervall. (Nach Daten von FAUST et al. 2011b).

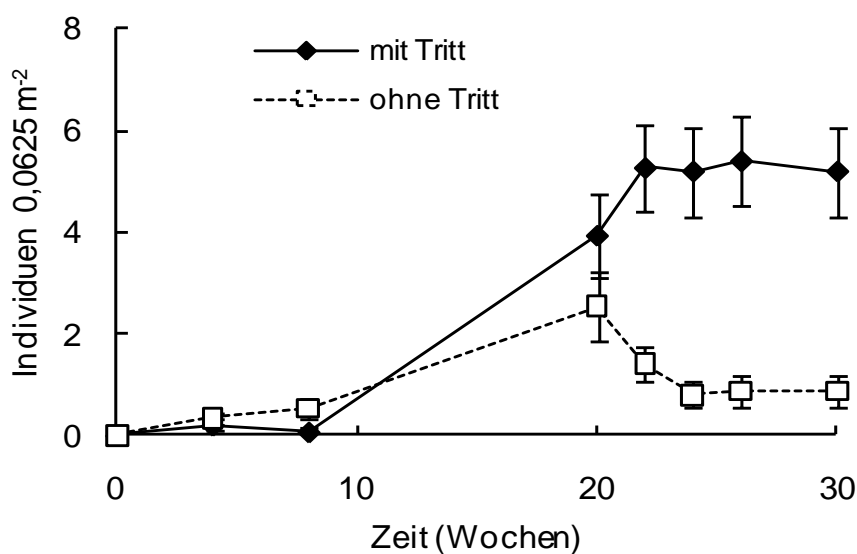


Abb. 27: Einfluss von Schaftritt auf die Keimlings-Emergenz und -Mortalität von *Jurinea cyanoides* (verändert nach WESSELS-DE WIT & SCHWABE 2010). Fehlerbalken: Standardfehler.

10. Das Instrument der Restitution („ecological restoration“)

10.1. Allgemeines

Unter ökologischer Restitution („ecological restoration“) verstehen wir den Prozess, die „Erholung“ („recovery“) von einem Ökosystem zu unterstützen, das degradiert, stark gestört oder zerstört wurde (nach SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International. Version 2: October, 2004. www.ser.org). Diese Unterstützung kann sich auf die abiotische Restitution beziehen (z. B. auf die Nährstoffreduzierung von Bodensubstrat, auf die biotische Restitution (z. B. auf die Komplettierung der Restitutionsfläche mit fehlenden Pflanzen- oder Tierarten) oder auf beide Aspekte (SCHWABE & KRATOCHWIL 2009).

Hintergrund der Restitutionsmaßnahmen auf Sandstandorten in der Oberrheinebene ist die Notwendigkeit, die sehr kleinen Flächen mit den Restpopulationen von Pflanzen- und Tierarten wieder räumlich zu vernetzen, so dass große zusammenhängende Flächen mit großen Populationen entstehen (Abb. 28). Als Restitutionsflächen kommen vor allem ehemalige Äcker oder auch Sonderflächen (z. B. ehemalige Bauschuttdeponien) in Frage; erstere weisen in der Regel hohe Phosphatwerte im Boden auf. In einem ersten Pilotprojekt in der Gemeinde Seeheim-Jugenheim konnten Techniken der biotischen Restitution erprobt werden (STROH et al. 2002, STROH 2006, STROH et al. 2007, STROH 2011); später sind auch Techniken zur abiotischen Renaturierung in der Kombination mit biotischen Ansätzen eingesetzt worden (STROH 2006, EICHBERG et al. 2010). Als langfristiges Management werden die untersuchten Flächen beweidet, wobei es hier Erfahrungen mit Esel- und Schafbeweidung gibt (SÜSS & SCHWABE 2011).

10.2. Abiotische Maßnahmen

Bei hohen Phosphatwerten besteht nach unserem Sukzessionsmodell (Kap. 7.5.) die Prognose, dass sich eine Fläche in die Richtung „Ruderalpfad“ entwickelt (SÜSS et al. 2004). Durch die Techniken der Tiefensand-Aufschüttung oder der Profilinversion kann dieses verhindert werden. Eine solche Tiefensand-Aufschüttung wurde im Gebiet Seeheim-Jugenheim eingesetzt (Abb. 28, 29), um eine kleine FFH-Fläche mit einer Alt-Restitutionsfläche zu verbinden (STROH & DIETZE 2011). Die Profilinversion, d. h. die Aufbringung des nährstoffarmen Tiefensandes an die Oberfläche und die Verlagerung des ehemaligen Ackerbodens in die Tiefe des Profils, wurde im ND Rotbühl im Rahmen einer Ausgleichsmaßnahme eingesetzt (Abb. 30). Durch die Bodenprofilinversion war es möglich, die Phosphat-P-Gehalte (CAL-Extrakte) im Oberboden von rund 200 mg/kg Trockensubstanz in jungen Ackerbrachen auf Werte um 20 mg/kg zu senken, was den Leitbildflächen mit 10-20 mg/kg nahekommt. Abb. 31 zeigt die Erfolge der abiotischen Restitutionsmaßnahmen für die Reduktion der Phosphatgehalte im Boden.



Abb. 28: Luftbild des Tiefensand-Korridors in Seeheim-Jugenheim am 8.11.2005, der ein kleines oben im N anschließendes FFH-Gebiet (ND Seeheimer Düne) mit einer Alt-Restitutionsfläche im Süden verbindet. Foto: M. Stroh (mit freundlicher Unterstützung der AG Strömungslehre und Aerodynamik der TU Darmstadt).



Abb. 29: Schafbeweidung südlich des Korridors aus der Abb. 28 im Mai 2005 auf der Alt-Restitutionsfläche aus dem Jahre 1999. Im Hintergrund der Melibokus im Odenwald. Foto: A. Schwabe.



Abb. 30: Profilumkehr im Gebiet ND Rotböhl. Das kleine Naturdenkmal wurde um ehemalige Äcker erweitert, die im Rahmen von Ausgleichsmaßnahmen abiotisch restituiert werden konnten. Dies geschah mit einer Profilumkehr. Der nährstoffreiche Oberboden wird in die Tiefe gebracht, der Tiefensand an die Oberfläche verlagert. (Nach SÜSS et al. 2011a).

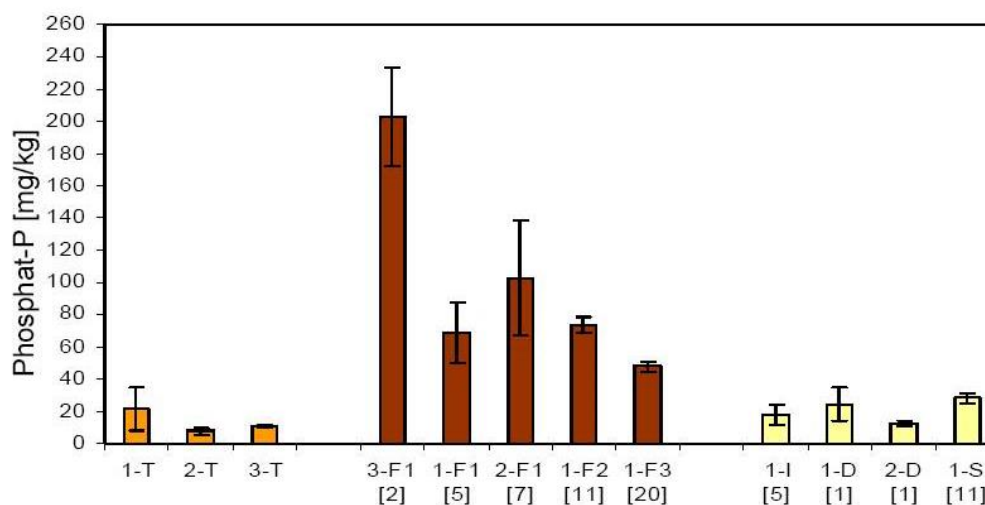


Abb. 31: Boden-Phosphat-P-Gehalte auf Leitbildflächen (T), ehemaligen Äckern ohne abiotische Restitution (F) und Flächen mit abiotischer Restitution (I Bodeninversion, D Tiefensand-Aufschüttung, S Sandaufschüttung). 1 Rotbühl, 2 Seeheim-Jugenheim, 3 Griesheimer Düne als Leitbildfläche, Streitgewann als Restitutionsfläche). Fehlerbalken: mittlere absolute Abweichung vom Mittelwert (n = 2-7). In eckigen Klammern: Alter zum Zeitpunkt der Beprobung. (Nach SÜSS et al. 2011a).

10.3. Biotische Maßnahmen

Ein großes Problem bei neu angelegten Flächen ist die Diasporenlimitierung. Die Diasporenbank der Substrate degradierter Bestände ist arm an Habitat-typischen Arten; speziell bei ehemaligen Äckern ist diese stark ruderal geprägt. Auch der Diasporeneintrag durch den Wind ist durch ruderalen Arten geprägt, wie z. B. *Conyza canadensis* (Kap. 5.4.). Am Rotbühl wurden auf ehemaligen Äckern nach Profilinversion 9 Arten (darunter eine Zielart) gefunden, und die Diasporendichte in den obersten 6 cm des Bodens betrug im Mittel nur 133 m⁻². Der Diasporeneniederschlag enthielt nur zu 5 % Zielarten (sechs Arten) (STROH 2006, EICHBERG et al. 2010). Hierbei liegen in diesem Gebiet die Leitbildflächen sehr nah zu den Versuchsflächen; wahrscheinlich stammen jedoch die Funde z. T. sogar aus den inokulierten Parzellen des Versuchs.

Es wurden Techniken entwickelt, Leitbildflächen zu mähen oder auszurechen und das Mahd- bzw. Rechgut auf Restitutionsflächen aufzubringen (ZEHM 2004b, EICHBERG et al. 2010). Unter „Rechen“ versteht man im Rahmen der ökologischen Restitution eine Technik, bei der Material von Leitbildflächen manuell oder maschinell gewonnen wird. Dieses Rechgut enthält Streu, Moose, Flechten, etwas Oberbodenmaterial und die in diesen Bestandteilen angesammelten Diasporen. Es erweist sich demnach als eine sehr wertvolle, initiale Diasporenquelle für die naturschutzfachlich erwünschte Entwicklung von Restitutionsflächen (Abb. 32).



Abb. 32: *Bassia laniflora*-Keimlinge mit *Tortula ruraliformis* im Maiaspekt auf einer Restitutionsfläche in Seeheim-Jugenheim. Die Art erreichte diese Fläche nach biotischer Inokulation. Foto: A. Schwabe.



Abb. 33: Alt-Restitutionsfläche in Seeheim-Jugenheim auf einer ehemaligen Bauschutt-Deponie mit sukzessiver Schaf- (s. Abb. 29)/Eselbeweidung; dritte Vegetationsperiode. Die eingezäunte unbeweidete und nicht inokulierte Fläche ist durch den Aspekt des Neophyten *Erigeron annuus* geprägt. Im Hintergrund auf der Esel-beweideten Fläche: *Echium vulgare*. (Nach SCHWABE & KRATOCHWIL 2004).



Abb. 34: „Restorative grazing“ auf der Alt-Restitutionsfläche in Seeheim-Jugenheim im Juni 2006. Viele *Koelerio-Corynephoretea*-Sippen haben ihre Vegetationsperiode schon beendet und sind vertrocknet (Vordergrund); die Tiere fressen in starkem Maße nährstoffreichere Pflanzensippen. Foto: A. Schwabe.

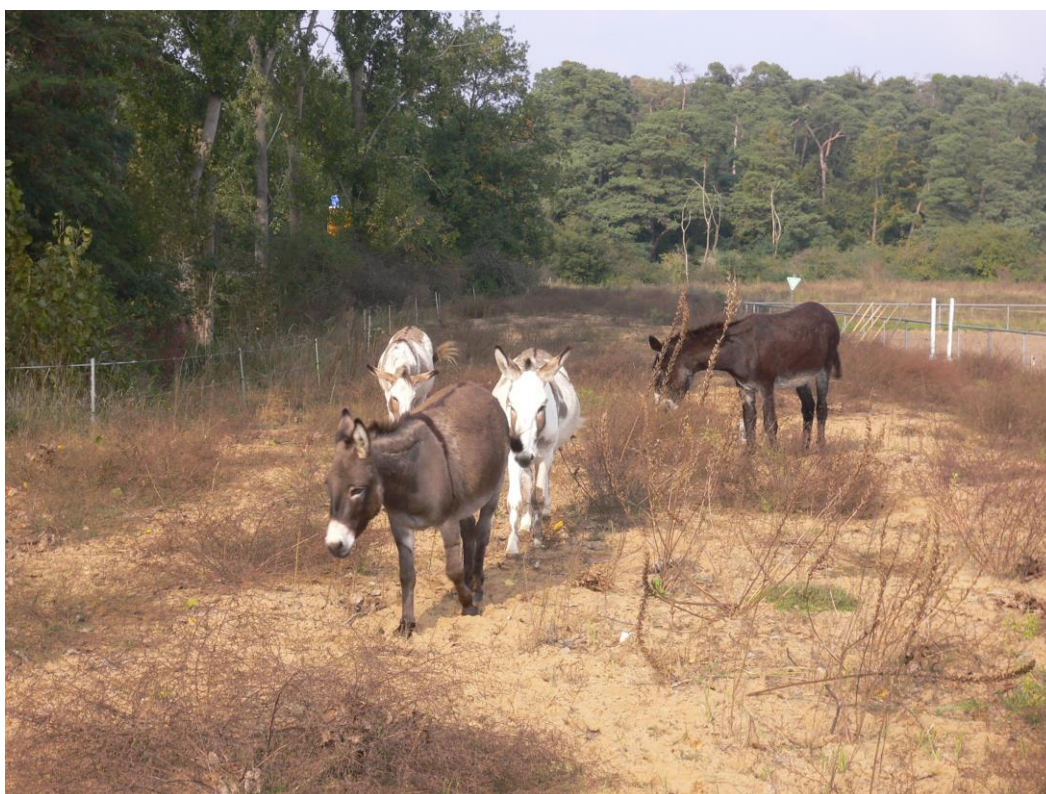


Abb. 35: Erste Eselbeweidung auf dem 2005 neu geschaffenen Korridor (Abb. 28) im Oktober 2006. Die Haupt-Nahrungspflanzen für die Esel waren zu dieser Zeit *Artemisia campestris* und *Salsola kali* subsp. *tragus*. (Nach SCHWABE & KRATOCHWIL 2004).

10.4. Entwicklung der restituierten Flächen in der Zeitachse

Die Entwicklung von Flächen mit rein biotischer Restitution ist durch ein stetiges sehr starkes ruderales Potenzial gekennzeichnet und muss mit Hilfe von „restorative grazing“ kontrolliert werden (Abb. 33, 34); das zeigten die 11-jährigen Untersuchungen von STROH (2011). Bei der kombinierten abiotisch-biotischen Restitution am Seeheim-Jugenheimer Korridor konnten EICHBERG et al. (2010) nachweisen, dass eine spezifische Entwicklung der Empfängerflächen, jeweils in Richtung auf die Spenderflächen, erfolgt. Nach einer Periode von 9 Jahren ergibt sich das in Tab. 3 gezeigte Bild bezüglich der gefährdeten Pflanzenarten. Die Zahl der Rote Liste-Arten erhöhte sich von 2 auf 18 in 5 Jahren und liegt inzwischen bei 19 (2013). Arten der Gefährdungskategorie 1 und 2, wie *Alyssum*gmelinii* und *Euphorbia seguieriana*, wachsen mit hoher Stetigkeit auf dem Korridor (Tab. 3), wobei *Alyssum* auch eine der bedeutenden Arten für blütenbesuchende, gefährdete Wildbienen ist (KRAUSCH 2011). Auch das quantitative Vorkommen der genannten Pflanzenarten ist hoch. Der Zielartenindex zeigte bereits nach 4 Jahren, dass die anteilmäßige Ausstattung der Restitutionsflächen mit Zielarten nicht viel schlechter war als die der Leitbildflächen (EICHBERG et al. 2010). Auch hier muss jedoch durch Beweidung das typische Mosaik von Pionierfluren und konsolidierteren Rasen erhalten werden (Abb. 35).

Tabelle 3: Stetigkeiten von Rote Liste-Pflanzenarten (Hessen, SCHÖLLER 1997, HMULV 2008) in einem Tieflandsand-Korridor, der 2005 aufgeschüttet wurde (Seeheim-Jugenheim). Daten von M. Stroh (n.p.), Flächengröße je Plot: 79 m².

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Zahl der Flächen	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<i>Cladonia*subrangiformis</i>	67	100	100	100	100	100	100	100	100
<i>Thymus serpyllum</i>	17	33	50	50	67	67	83	83	83
<i>Alyssum*gmelinii</i>	.	33	67	67	100	100	100	100	100
<i>Fumana procumbens</i>	.	17	17	33	67	67	67	67	67
<i>Medicago minima</i>	.	67	100	100	100	100	100	100	100
<i>Phleum arenarium</i>	.	17	33	50	67	67	67	67	83
<i>Poa badensis</i>	.	17	33	33	50	67	67	67	67
<i>Silene conica</i>	.	67	67	50	83	100	83	83	83
<i>Euphorbia seguieriana</i>	.	.	50	67	83	83	83	100	100
<i>Koeleria glauca</i>	.	.	17	17	17	50	50	50	50
<i>Phleum phleoides</i>	.	.	33	50	83	83	100	100	100
<i>Veronica verna</i>	.	17	.	.	33	33	17	17	17
<i>Koeleria macrantha</i>	.	.	.	17	17	17	17	17	17
<i>Stipa capillata</i>	.	.	.	17	33	17	17	17	17
<i>Bassia laniflora</i>	33	33	50	50	50
<i>Peltigera rufescens</i>	50	83	83	100	83
<i>Silene otites</i>	50	67	67	67	67
<i>Vicia lathyroides</i>	17	17	17	17	50
<i>Cetraria aculeata</i>	17	17

11. „Ried und Sand“: Zusammenführung von Naturschutz, Beweidung und Tierernährung

Das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Ried und Sand – Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ (s. Kap. 1.), verknüpfte insbesondere die naturschutzfachlich wichtigen Aspekte zum Schutz der Sandvegetation mit der Funktionsfähigkeit der Tierhaltung. Ein zentraler Punkt war es, die bestehenden und restituierten Lebensräume in einem räumlichen Verbund zu entwickeln sowie funktionelle Vernetzungen über die Weidetiere als Vektoren zu ermöglichen (Kap. 9.). Durch den Wechsel der Schafherde zwischen mageren Sandflächen und „fetteren“ Riedflächen (ehemalige Altneckarschlingen) sollte auch die Tierernährung verbessert werden. Nach den Ergebnissen des E+E-Vorhabens (SÜSS et al. 2011b) lässt sich die erwünschte Vernetzung bezüglich der Tierernährung, die als defizitär im BMBF-Projekt (SCHWABE & KRATOCHWIL 2004) erkannt worden war, durch Verknüpfung älterer Ried-Grünlandflächen oder ruderaler Sandflächen mit mageren Sandflächen erreichen. Eine Beweidung von Riedflächen im Frühjahr ist gerade in der Laktationsphase der Muttertiere von Bedeutung. Junge Ackerbrachen im Ried sind ungeeignet, da sie eine sehr hohe „ruminale Stickstoffbilanz“ aufweisen (SÜSS et al. 2011b). Die notwendige Pflege der Sandgebiete konnte mit der Schafherde und z. T. zusätzlich mit Eselbeweidung (z. B. bei höherer Dominanz von *Calamagrostis epigejos*) sehr gut erreicht werden. Eine reine Eselbeweidung war auf sehr kleinen oder abgelegenen Flächen erfolgreich. In den Riedflächen fand auch noch eine Rinderbeweidung statt, bei der jedoch eine enge Bindung an die frisch-feuchten Flächen bestand. Auch Restitutionsmaßnahmen sind im Ried experimentell untersucht worden (FRITSCH et al. 2011, FRITSCH 2012).

Alle Befunde, die in den Kapiteln 4-10 dargestellt werden, finden sich unter dem „Ried und Sand“-Aspekt als Voraussetzung für einen erfolgreichen Verbund. Der Flächenverbund mit Leitbildflächen, restituierten Trittsteinen und funktionellen Vernetzungen durch Weidetiere sowie mit wüchsigen und weniger wüchsigen Flächen erwies sich als sehr gut geeignet, um ein aus der Sicht des Naturschutzes exzellentes Beweidungssystem zu etablieren.

Die hochwertigen landschaftspflegerischen Leistungen des hier etablierten Beweidungssystems sind leider im Projektzeitraum noch nicht ausreichend entlohnt worden; somit sind die betriebswirtschaftlichen Ergebnisse nicht befriedigend (MÄHRLEIN 2011). Es ist zu hoffen, dass in Zukunft solche Leistungen in höherem Maße bezahlt werden können.

12. Gesichtspunkte für den Naturschutz

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass die einzigartige und so spezifische Sandvegetation der nördlichen Oberrheinebene, deren Existenz stark gefährdet ist, in weiten Teilen durch gezieltes Management erhalten und entwickelt werden kann. Beweidung mit Schafen als Grundpflege und/oder mit Eseln in besonderen Fällen (abgelegene Lage, kleine Flächen, Dominanz konkurrenzstarker Gräser oder Seggen) hat sich bewährt. Lediglich bei ganz initialen Beständen mit „Biologischen Krusten“ kann (und sollte) auf eine solche Pflege verzichtet werden.

Die Dauerflächen-Untersuchungen haben gezeigt, dass eine Pflege absolut notwendig ist, da es sonst zu Sukzessionsprozessen und Verlust der hohen Diversität kommt.

Wichtige Aufgaben für den Naturschutz sind (s. dazu auch SCHWABE et al. 2013):

- 1) Für unser Gebiet gibt es eine ganz besonders hohe Verantwortung zur optimalen Pflege der Vorkommen subkontinental geprägter Sandvegetation, u. a. da es sich mit um die westlichsten Vorkommen des Mosaiks der FFH-Typen 6120 und 6240 handelt.
- 2) Große Populationen der Leitbildarten sollten erhalten und entwickelt werden, um das Langzeit-Überleben zu sichern; auf der Ebene der Flächen sollten FFH-Typen durch Restitutionsmaßnahmen vergrößert werden.
- 3) Die Management-Maßnahmen sollten nicht nur vom vegetationsökologischen Blickwinkel beurteilt werden, sondern auch unter Berücksichtigung zoologischer Leitarten. So können auch Flecken, die durch ruderale Krautige bestimmt werden, große Bedeutung haben, z. B. für gefährdete Wildbienenarten (BEIL et al. 2014). Beispielsweise sind *Malva alcea*, *Berteroa incana* und *Sisymbrium altissimum* wichtige Pollenlieferanten (BEIL 2007). *Malva* nahm in der Stetigkeit in den beweideten Flächen an der Griesheimer Düne zu (SCHWABE et al. 2013); diese Art ist die Pollenressource der gefährdeten Wildbienenart *Tetralonia macroglossa* (Abb. 36). Das Beweidungsmanagement sollte an die Sicherung von Pollenressourcen angepasst werden, z. B. durch Staffelnbeweidung kleiner Koppeln.

Wenn optimale Beweidungsstrategien von Leitbildflächen kombiniert werden mit Ansätzen der ökologischen Restitution (Flächenvergrößerung, Schaffung neuer „stepping stones“), entsteht ein Beweidungsnetzwerk, das als Instrument eines modernen Naturschutzes auch übertragbar ist auf verschiedene andere Ökosystem-Typen.



Abb. 36: Die gefährdete Bienenart *Tetralonia macroglossa* ernährt sich oligophag von Pollenressourcen der *Malva*-Sippen (hier an der Griesheimer Düne *Malva alcea*). *Malva* nahm an Stetigkeit auf den beweideten Flächen zu; die Blütenressourcen müssen jedoch z. B. durch Staffelnbeweidung geschont werden. (Foto: A. Schwabe, 28.06.2008).

Literatur

(Anmerkung: Das Literaturverzeichnis enthält auch unveröffentlichte Zulassungsarbeiten, die aber in der Universitäts- und Landesbibliothek Darmstadt öffentlich zugänglich sind.)

- AL MUFTI, M.M., SYDES, C.I., FURNESS, S.B., GRIME, J.P. & BAND, S.R. (1977): A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. – J. Ecol. 65: 759–791.
- AMBOS, R. & KANDLER, O. (1987): Einführung in die Naturlandschaft. – Mainzer Naturwiss. Archiv 25: 1–28.
- BEIL, M. (2007): Blütenbesuchende Wildbienen-Gemeinschaften (Hymenoptera, Apoidea) in Sand-Ökosystemen. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 147 pp.
- BEIL, M. (2011): Bundes- und Landesmonitoring der Sand-Silberschärpe (*Jurinea cyanoides*) in Hessen (prioritäre Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie) und Bewertung nach dem Bundesbewertungsschema der Begehung 2008 sowie Beurteilung der Umsetzung des landesweiten Artenhilfskonzeptes. – Land Hessen, vertreten durch Hessen Forst FENA, Gießen.
- BEIL, M., HORN, H. & SCHWABE, A. (2008): Analysis of pollen loads in a wild bee community (Hymenoptera: Apidae) - a method for elucidating habitat use and foraging distance. – Apidologie 39: 456–467.
- BEIL, M. & KRATOCHWIL, A. (2004): Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? NNA-Berichte 17: 179–189.
- BEIL, M., KRATOCHWIL, A., STORM, C. & SCHWABE, A. (2014): Community structure and diversity of vegetation and flower-visiting wild bees (Hymenoptera: Apoidea) in sandy dry grassland: are there congruent characteristics? – Phytocoenologia 44 (3-4): 175–192.
- BEIL, M. & ZEHRM, A. (2006): Erfassung und naturschutzfachliche Bewertung der hessischen Vorkommen von *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (FFH-Anhang-II-Art). – Natur und Landschaft 81: 177–184.
- BELNAP, J. & LANGE, O.L. (2001): Biological Soil Crusts. Structure, Function and Management. – Springer, Berlin-Heidelberg (Ecological Studies 150): 503 pp.
- BERG, C., DENGLER, J. & ABDANK, A. (Eds.) (2001): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Tabellenband. – Weissdorn-Verlag, Jena: 341 pp.
- BERG, C., DENGLER, J., ABDANK, A. & ISERMANN, M. (Eds.) (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Textband. – Weissdorn-Verlag, Jena: 606 pp.
- BERGMANN, S. (2004): Zum Nährstoffhaushalt in Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebene: Sukzession, Ruderalisierungsprozesse und Effekte von Schafbeweidung. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 232 pp.
- BÖGER, K. (1982): Der Bergsträßer Kiefernwald. Floristische Verhältnisse und ihre Wandlungen in jüngster Zeit. – Staatsexamensarbeit Technische Hochschule Darmstadt: 118 pp.
- BRANDES, D. & NITZSCHE, J. (2007): Verbreitung, Ökologie und Soziologie von *Ambrosia artemisiifolia* L. in Mitteleuropa. – Tuexenia 27: 167–194.

-
- BULLOCK, J.M., GALSWORTHY, S.J. ; MANZANO, P., POSCHLOD, P., EICHBERG, C., WALKER, K. & WICHMANN, M.C. (2011): Process-based functions for seed retention on animals: a test of improved descriptions of dispersal using multiple data sets. – *Oikos* 120: 1201–1208.
- CARRILLO, J. (2013): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Eselbeweidung, Endozoochorie und zum Management von *Cynodon dactylon* in Sandökosystemen. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt: 110 pp.
- CEZANNE, R. (1983): Über die Pflanzendecke offener und bewaldeter Flugsandstandorte bei Darmstadt, auch unter Naturschutzgesichtspunkten. – Diplomarbeit Technische Hochschule Darmstadt: 168 pp.
- EICHBERG, C. (2005): Plant-diaspore pools and processes in inland sand ecosystems: soil seed banks, epi- and endozoochory. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 140 pp.
- EICHBERG, C., BOES, J. & SCHWABE, A. (2008): Which vegetation and seed-bank changes are induced by the disturbance regime of livestock trails in open sand ecosystems? – *Abh. Westfäl. Mus. Nat.kd.* 70: 63–80 (Festschrift Fred Daniëls).
- EICHBERG, C., STORM, C., KRATOCHWIL, A. & SCHWABE, A. (2006): A differentiating method for seed bank analysis: validation and application to successional stages of *Koelerio-Corynephoretea* inland sand vegetation. – *Phytocoenologia* 36: 161–189.
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2005): Epizoochorous and post-dispersal processes in a rare plant species: *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (Asteraceae). – *Flora* 200: 477–489.
- EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007) Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep grazed inland sand ecosystems. – *Flora* 202: 3–26.
- EICHBERG, C., STORM, C. STROH, M. & SCHWABE, A. (2010): Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? – *Appl. Veg. Sci.* 13: 425–438.
- EICHBERG, C. & WESSELS-DE WIT, S. (2011): Schafe als Ausbreitungsvektoren von Samen und Früchten und als Faktoren für den Etablierungserfolg dieser Diasporen in offenen Sand-Ökosystemen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.): Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 110: 137–162. Bonn – Bad Godesberg.
- FAUST, C. (2011): Succession and disturbance in a successional gradient: impact of crucial abiotic and biotic factors. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 124 pp.
- FAUST, C., SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011a): Threatened inland sand vegetation in the temperate zone under different types of abiotic and biotic disturbances during a ten-year period. – *Flora* 206: 611–621.
- FAUST, C., EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011b): Post-dispersal impact on seed fate by livestock trampling – a gap of knowledge. – *Basic Appl. Ecol.* 12: 215–226.
- FAUST, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007): Kaninchen-Beweidung im *Armerio-Festucetum trachyphyllae*: Blühphänologie, Phytomasse-Entzug und Fraßpräferenzen. – *Hercynia N.F.* 40: 177–192. (Festschrift Hartmut Dierschke).
- FAUST, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2012): Shifts in plant community structure of a threatened sandy grassland over a 9-year period under experimentally induced nutrient regimes: is there a lag phase? – *J. Veg. Sci.* 23: 372–386.

- FREUND, L., EICHBERG, C., RETTA, I. & SCHWABE, A. (2014): Seed addition via epizoochorous dispersal in restoration: an experimental approach mimicking the colonization of bare soil patches. – Appl. Veg. Sci. 17: 74–85.
- FRITSCH, M. (2012): Vegetationsökologische Untersuchungen zum Management und zur Restitution von Feuchtgrünland. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 138 pp.
- FRITSCH, M., DROBNIK, J., STORM, C. & SCHWABE, A. (2011): Etablierung von Zielarten des *Cirsio tuberosi-Molinietum* nach Bodenabtrag im Bereich von entwässerten Altneckar-Schlingen (Hessen). – Tuexenia 31: 127–151.
- GAUGER, TH., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., DÄMMGEN, U., BLEEKER, A., ERISMAN, J.W., VERMEULEN, A.T., SCHAAP, M., TIMMERMANN, R.M.A., BUILTJES, P.H.H., DUYZER, J.H., NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R. & ANSHELM, F. (2008): Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252: National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution Effects. Braunschweig.
- GRIME, J.P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. – Nature 242: 344–347.
- HACH, T., BÜDEL, B. & SCHWABE, A. (2005): Biologische Krusten in basenreichen Sand-Ökosystemen des Koelerion glaucae-Vegetationskomplexes. – Tuexenia 25: 357–372.
- HÄFELE, S. (2004): Effekte der Eselbeweidung auf die Vegetation von Sand-Ökosystemen. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt: 81 pp.
- HAUSSMANN, A. (2012): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Eselbeweidung, Epizoochorie und zum Management von *Cynodon dactylon* in Sandökosystemen. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt: 122 pp.
- HENSEN, I., KILIAN, C., WAGNER, V., DURKA, W., PUSCH, J. & WESCHE, K. (2010): Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass *Stipa capillata* L. in Central Europe. – Plant Biology 12: 526–536.
- HMULV (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2008): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. – Wiesbaden: 186 pp.
- HODVINA S. & BUTTLER, K.P. (2002): Historische und aktuelle Verbreitung des Zwerggrases (*Mibora minima*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 14: 91–118.
- HODVINA S. & CEZANNE, R. (2007a): Das Dünen-Steinkraut (*Alyssum montanum* subsp. *gmelinii*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 20: 25–51.
- HODVINA S. & CEZANNE, R. (2007b): Das Zwerg-Sonnenröschen (*Fumana procumbens*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 19: 43–67.
- HODVINA S. & CEZANNE, R. (2007c): Der Acker-Schwarzkümmel (*Nigella arvensis*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 20: 61–88.
- HODVINA S. & CEZANNE, R. (2008a): Die Sand-Radmelde (*Bassia laniflora*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 21: 89–113.
- HODVINA S. & CEZANNE, R. (2008b): Das Badener Rispengras (*Poa badensis*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 21: 33–60.
- HODVINA S., CEZANNE, R., SCHWAB, R. & HUTH, W. (2009): Das Dolden-Winterlieb (*Chimaphila umbellata*) in Hessen. – Botanik Naturschutz Hessen 22: 107–141.
- KAPPES, J. (1996): Untersuchungen zur Nährstoffökologie ruderalisierter und nicht-ruderalisierter Sandvegetation. – Diplomarbeit Technische Hochschule Darmstadt: 86 pp.

-
- KORNECK, D. (1974): Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. – Schriftenr. Vegetationsk. 7: 1–196. Bonn-Bad Godesberg
- KORNECK, D., SCHNITTNER, M. & VOLLMER, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationsk. 28: 21–187. Bonn-Bad Godesberg.
- KRATOCHWIL, A., BEIL, M. & SCHWABE, A. (2009) Complex structure of pollinator-plant interaction-webs: random, nested, with gradients or modules? – *Apidologie* 40: 634–650.
- KRATOCHWIL, A. & SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. – Ulmer, Stuttgart: 756 pp.
- KRAUSCH, S. (2011): E+E-Vorhaben „Ried und Sand“: Erfolge bei der Restitution von Sandlebensräumen für Wildbienen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 110: 215–234. Bonn – Bad Godesberg.
- KRAUSCH, S. (2012): Analyse blütenbesuchender Wildbienengemeinschaften (Hymenoptera: Apoidea) in gefährdeten Sand-Ökosystemen Süddeutschlands (Baden-Württemberg, Hessen): Gemeinschaftsstruktur, Diversität, Ressourcennutzung, Restitution. – Dissertation Universität Osnabrück: 235 pp.
- KROLUPPER, N. (1997): Untersuchung des Diasporenreservoirs und -niederschlags in Sandtrockenrasen und die Bedeutung für die Restitution von Flächen. – Diplomarbeit Technische Hochschule Darmstadt: 120 pp.
- KROLUPPER, N. & SCHWABE, A. (1998): Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Süd Hessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporenreservoir und Niederschlag. – *Bot. Naturschutz Hess.* 10: 9–39.
- LANGHANS, T.M. [geb. Hach] (2008): Biological soil crusts in a temperate sand ecosystem: community assembly, disturbance, successional stages and interactions with vascular plant species. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 123 pp.
- LANGHANS, T.M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2009a): Community assembly of Biological Soil Crusts of different successional stages in a temperate sand ecosystem, as assessed by direct determination and enrichment techniques. – *Microbial Ecology* 58: 394–407.
- LANGHANS, T.M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2009b): Biological soil crusts and their microenvironment: Impact on emergence, survival and establishment of seedlings. – *Flora* 204: 157–168.
- LANGHANS, T.M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2010): Regeneration processes of biological soil crusts, macro-cryptogams and vascular plant species after fine-scale disturbance in a temperate region: recolonization or successional replacement? – *Flora* 205: 46–60.
- LEHMANN, S., PERSIGHEIL, M., ROSENKRANZ, B., FALKE, B., GÜNTHER, J. & ASSMANN, T. (2004): Laufkäfer-Gemeinschaften xerothermer Sandrasen und ihre Abhängigkeit von Beweidungsmaßnahmen. – *Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz* 78: 119–127.
- MÄHRLEIN, A. (2011): Sozioökonomische Bewertung des E+E-Vorhabens „Ried und Sand“. – In: Süss, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und biologische Vielfalt 110: 297–322. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- PAETZ, U. (1999): Das Vegetationsmosaik des NSG „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz“ unter Berücksichtigung der Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*)-Brutgebiete (mit einer Vegetationskarte im Maßstab 1:2000). – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt: 55 pp.

- PERSIGHEHL, M., LEHMANN, S., VERMEULEN, H.J.W., ROSENKRANZ, B., FALKE, B. & ASSMANN, T. (2004): Kolonisation restituierter Sandrasen im Darmstädter Flugsandgebiet und im mittleren Emsland durch Laufkäfer. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17: 161–178.
- ROSENTHAL, G., SCHRAUTZER, J. & EICHBERG, C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. – *Tuexenia* 32: 167–205.
- SCHÖLLER, H. (1997): Rote Liste der Flechten (Lichenes) Hessens. – Hess. Min. des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz. Wiesbaden: 76 pp.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2004) (Eds.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17: 1–237.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2009): Renaturierung von Sandökosystemen im Binnenland. – In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Eds.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa: 235–263. Spektrum, Heidelberg.
- SCHWABE, A., STORM, C., ZEUCH, M., KLEINE-WEISCHEDE, H. & KROLUPPER, N. (2000): Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-Maßnahmen. – *Geobot. Kolloqu.* 15: 25–45.
- SCHWABE, A., SÜSS, K. & STORM, C. (2013): What are the long-term effects of livestock grazing in steppic sandy grassland with high conservation value? Results from a 12-year field study. – *Tuexenia* 33: 189–212.
- SCHWABE, A., SÜSS, K., STORM, C., BÖGER, K. & CEZANNE, R. (2010): Basenreiche Sandstandorte in der hessischen Rheinebene. – *Tuexenia Beih.* 3: 41–64. Göttingen.
- SCHWABE, A., ZEHM, A., NOBIS, M., STORM, C. & SÜSS, K. (2004a): Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17: 39–53.
- SCHWABE, A., ZEHM, A., EICHBERG, C., STROH, M., STORM, C. & KRATOCHWIL, A. (2004b): Extensive Beweidungssysteme als Mittel zur Erhaltung und Restitution von Sand-Ökosystemen und ihre naturschutzfachliche Bedeutung. – *Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz* 78: 63–92.
- SCHWEBEL, C. (2007): Nährstoffökologische Untersuchungen zur Restitution von Sand-Ökosystemen der nördlichen Oberrheinebene. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt: 68 pp.
- STORM, C. & BERGMANN, S. (2004): Auswirkungen von Schaf-Erstbeweidung auf die Vegetation primär basenreicher Sand-Ökosysteme. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17: 161–178.
- STORM, C., HERGET, I., KAPPES, J. & VORMWALD, B. (1998): Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren. – *Bot. Naturschutz in Hessen* 10: 41–85.
- STORM, C. & SÜSS, K. (2008): Are low-productive plant communities responsive to nutrient addition? Evidence from dry pioneer grassland. – *J. Veg. Sci.* 19 (3): 343–354.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-

-
- Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). – Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 53: 1–558.
- STROH, M. (2006): Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sand-Ökosystemen. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 128 pp.
- STROH, M. (2011): Das “Seeheim-Jugenheim-Experiment”: eine Pilotstudie zur Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und biologische Vielfalt 110: 163–178. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- STROH, M. & DIETZE, E. (2011): Projektstruktur, -verlauf und Maßnahmen im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“ aus Sicht des Projektträgers „Hauptvorhaben“ (Landkreis Darmstadt-Dieburg). – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und biologische Vielfalt 110: 41–59. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- STROH, M., STORM, C. & SCHWABE, A. (2007) Untersuchungen zur Restitution von Sandtrockenrasen: das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999-2005). – *Tuexenia* 27: 287–305.
- STROH, M., STORM, C., ZEHR, A. & SCHWABE, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – *Phytocoenologia* 32: 595–625.
- STROH, M. & SÜSS, K. (2011): Beweidungsstruktur und Herdenmanagement im E+E-Vorhaben “Ried und Sand”. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. Naturschutz und biologische Vielfalt 110: 61–67. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SÜSS, K. (2005): Succession versus grazing: effects on the vegetation of inland sand ecosystems. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 158 pp.
- SÜSS, K., FRITSCH, M., BAUER, A. & EICHBERG, C. (2011b): Zusammenhänge zwischen Tierernährung und Naturschutzwert in Ried-Sand-Beweidungssystemen. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Naturschutz und biologische Vielfalt 110: 261–296. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SÜSS, K. & SCHWABE, A. (2007): Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in *Armerio-Festucetum trachyphyllae* sand vegetation. – *Phytocoenologia* 37: 135–160.
- SÜSS, K. & SCHWABE, A. (2011): Erfolge bei der Restitution von Sandlebensräumen im E+E-Vorhaben “Ried und Sand”: Vegetation und ausgewählte Indikator-Tierarten. – In: SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung. – Naturschutz und biologische Vielfalt 110: 179–214. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2009): Is the different diet selection by sheep and donkeys a tool for the management of threatened sand vegetation? – *Tuexenia* 29: 181–197.
- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (2010): Sukzessionslinien in basenreicher offener Sandvegetation des Binnenlandes: Ergebnisse aus Untersuchungen von Dauerbeobachtungsflächen. – *Tuexenia* 30: 289–318.

- SÜSS, K., STORM, C. & SCHWABE, A. (Bearb.) (2011a): Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 110: 1–350. Bonn–Bad Godesberg.
- SÜSS, K., STORM, C., ZEHM, A. & SCHWABE, A. (2004): Successional traits in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? – Plant Biology 6: 465–476.
- SÜSS, K., STORM, C., ZIMMERMANN, K. & SCHWABE, A. (2007): The interrelationship between productivity, plant species richness and livestock diet: a question of scale? – Appl. Veg. Sci. 10: 169–182.
- TER HEERDT, G.N.J., VERWEIJ, G.L., BEKKER, R.M. & BAKKER, J.P. (1996): An improved method for seed bank analysis, seedling emergence after removing the soil by sieving. – Funct. Ecol. 10: 144–151.
- WESSELS, S. (2007): The contribution of sheep zoochory to the conservation and restoration of target plant communities in isolated sand ecosystems. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 157 pp.
- WESSELS, S., EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2008): Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? – Flora 203 (4): 304–326.
- WESSELS, S. & SCHWABE, A. (2008): Testing the potential seed availability in dung samples: comparison of two seedling emergence methods. – Flora 203 (5): 429–436.
- WESSELS-DEWIT, S. & SCHWABE, A. (2010): The fate of sheep-dispersed seeds: Plant species emergence and spatial patterns. – Flora 205: 656–665.
- ZEHM, A. (1997): Zur Koinzidenz von Sandvegetation, ihrer Struktur und Heuschrecken Zönosen (Orthoptera) in der hessischen Oberrheinebene. – Tuexenia 17: 193–222.
- ZEHM, A. (2003): Analyse der vertikalen Vegetationsstruktur: Methodenentwicklung und Beziehungen zu Pflanzengesellschaften, Mikroklima, Beweidung und Heuschrecken-Gemeinschaften. – Dissertation, Technische Universität Darmstadt: 312 pp.
- ZEHM, A. (2004a): Auswirkungen der Beweidung auf die vertikale Vegetationsstruktur von Sandrasen. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Ber. 17: 69–77.
- ZEHM, A. (2004b): Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Ber. 17: 221–232.
- ZEHM, A. (2008): Praxis der Erstpflge von gehölzreichen, basenreichen Sandrasen. – Nat. Landsch. 83: 541–547.
- ZEHM, A., NOBIS, M., & SCHWABE, A. (2003) Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. – Flora 198: 142–160.
- ZEHM, A. & ZIMMERMANN, K. (2004): Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“. – In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Eds.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Ber. 17: 15–26.
- ZEUCH, M. (1997): Pflanzensoziologische Untersuchungen der Kalksand-Kiefernwälder und -forsten bei Seeheim an der Bergstraße unter besonderer Berücksichtigung jüngster Veränderungen. – Diplomarbeit Technische Hochschule Darmstadt: 97 pp.

Nomenklatur

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen, Flechten und Moose richtet sich nach den folgenden Werken:

KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S.R. (2000): Referenzliste der Moose für Deutschland. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz) – Schr.reihe Veg.kd. 34: 1–519.

SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Schr.reihe Veg.kd. 31: 1–298.

WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 pp.

Autoren:

Prof. Dr. Angelika Schwabe-Kratochwil*
Technische Universität Darmstadt
Vegetations- und Restitutionsökologie
Schnittspahnstr. 4
D-64287 Darmstadt

Dr. Carsten Eichberg
Universität Trier
Raum- und Umweltwissenschaften, Geobotanik
Behringstr. 21
D-54296 Trier

Dr. Michael Stroh
Landkreis Darmstadt-Dieburg
Jägertorstr. 207
D-64289 Darmstadt

Dr. Christian Storm
Technische Universität Darmstadt
Vegetations- und Restitutionsökologie,
Schnittspahnstr. 4
D-64287 Darmstadt

* Korrespondierender Autor, E-mail: schwabe@bio.tu-darmstadt.de

Zum Einfluss von Landnutzungsänderungen, Stickstoffanreicherung und Erwärmung auf die Interaktionen von Xerothermrasenarten

Monika Partzsch

Zusammenfassung

Gegenwärtig finden gravierende globale Umweltveränderungen statt, die durch Landnutzungsänderungen und Prozesse wie Erwärmung und Stickstoffeintrag ausgelöst wurden und werden. All diese Prozesse führen zu Veränderungen der Interaktionen zwischen den Pflanzenarten, die eine Schlüsselrolle bei der Regulierung der Artenzusammensetzung, der Produktivität, der Struktur und der Dynamik der Pflanzengesellschaften und Ökosysteme spielen. Die Interaktionen sind sehr vielfältig zwischen den koexistierenden Arten und abhängig von den jeweiligen Umweltbedingungen sowie den spezifischen Pflanzeigenschaften und können sowohl negativ im Form von Konkurrenz („competition“) als auch positiv im Form von Förderung („facilitation“) wirksam werden.

Eine Reihe von Ergebnissen weist darauf hin, dass die Verminderung der Biodiversität durch diese globalen Veränderungen fortschreitet. Um deren Effekte auf die pflanzlichen Interaktionen in Xerothermrasen zu untersuchen, wurden zwei Konkurrenzversuche durchgeführt, in denen die Anzahl der Individuen im Topf konstant blieb, aber die Anzahl der Individuen der koexistierenden Arten variierte. Als Modellorganismen wurden das expansive Gras *Festuca rupicola* und die geschützte dikotyle Art *Dianthus carthusianorum* ausgewählt. In einem zweijährigen Freiland-Topf-Versuch wurde der Einfluss von Landnutzungsänderungen durch Simulation von Auflassung bzw. Beweidung/Mahd untersucht. In einem Klimakammer-Versuch wurde der Einfluss von Eutrophierung und Erwärmung getestet, indem der Versuch sowohl auf nährstoffarmem (Simulation natürlicher Habitatbedingungen) als auch auf nährstoffreichem Substrat (Simulation von Nährstoffeintrag) angesetzt wurde. Eine Klimakammer wurde auf 20 °C Tages- und 10 °C Nachttemperaturen (Simulation aktueller Temperaturbedingungen während der Vegetationsperiode) und eine Klimakammer auf 22/15 °C (Simulation von prognostizierten Temperaturbedingungen) eingestellt. Die Entwicklung der Arten wurde anhand der Parameter oberirdische Biomasse, Blattanzahl, Blattlänge, Anzahl der Blüten bzw. Länge der Rispen erfasst und die positiven bzw. negativen Interaktionen mit dem „Relative Interaction Index“ berechnet.

Die Ergebnisse des ersten Versuches zeigten, dass Landnutzungsänderungen im zweiten Jahr noch keinen deutlichen Effekt auf die Entwicklung von *D. carthusianorum* hatten, jedoch Biomasse und Rispenlänge von *F. rupicola* in den nicht geschnittenen Behandlungen (Simulation von Nutzungsauffassung) deutlich zunahmen. Die pflanzlichen Interaktionen zeigten eine Förderung von *F. rupicola* in Nachbarschaft mit *D. carthusianorum* sowie neutrale bis negative Interaktionen der dikotylen Art durch das Gras. Generell führt der Wegfall der traditionellen Landnutzung (Beweidung/Mahd) zu einer Expansion von *F. rupicola*, die den Rückgang der begleitenden dikotylen Arten verursachen kann.

Die Ergebnisse des zweiten Versuches zeigten, dass nach Nährstoffzugabe das Wachstum der beiden Arten generell stark gefördert wurde. Während sich *D. carthusianorum* nach Erwärmung deutlich besser entwickelte, zeigte *F. rupicola* keine signifikante Biomassezunahme und sogar eine signifikante Abnahme der Blattanzahl sowohl unter nährstoffarmen als auch unter nährstoffreichen Bedingungen. Während die beiden Arten unter nährstoffarmen Bedingungen nur geringfügig interagierten, wurde nach Nährstoffzugabe und unter aktuellen Temperaturbedingungen das Gras gefördert; die dikotyle Art litt unter Konkurrenz. Überraschenderweise verschoben sich in Interaktionen zwischen den beiden Arten nach Erwärmung ins Gegenteil, so dass *D. carthusianorum* gefördert, *F. rupicola* gehemmt wurde. Aus naturschutzfachlicher Sicht könnte dies einen positiven Einfluss auf den Erhalt bzw. die Zunahme der Biodiversität

in xerothermen Ökosystemen bewirken und dem Effekt der Landnutzungsänderungen, d.h. der Ausbreitung von Gräsern, entgegenwirken. Für die Bewertung der Interaktionen zwischen Gräsern und Dikotylen sind aber noch weitere Untersuchungen notwendig, um ein besseres Verständnis für deren Interaktionen und Dynamik unter verschiedenen Umweltbedingungen zu erlangen.

Abstract

Effects of land use change, nitrogen addition and warming on the interactions of dry grassland species

Currently a major global environment change as a result of traditional land use change and different processes like warming and nitrogen deposition takes place and leads to a change in plant-plant-interactions. These interactions are key drivers of regulating species composition, productivity, structure and dynamic in plant communities and ecosystems. The interactions are manifold between the co-existing species and depend on the environmental conditions and the particular plant traits. They can be positive in terms of facilitation and negative in terms of competition.

Several studies showed that the decrease in biodiversity is a result of global environmental change. In order to investigate the effect on plant-plant-interactions in dry grasslands two competition experiments were carried out, where the total number of individuals in the pots kept constantly but the number of individuals of the co-existing species varied. As study species the expanding grass *Festuca rupicola* and the dicot *Dianthus carthusianorum*, which is protected by law, were chosen. In a two-years-pot-experiment in the open field, the effect of land use change was tested by simulating grazing/mowing or abandonment. In a growth chamber experiment the effects of eutrophication and warming were tested, both under nutrient-poor (simulating natural habitat conditions) and under nutrient-rich conditions (simulating eutrophication). One growth chamber simulated current temperature conditions during vegetation period with 20 °C per day and 10 °C per night and the other chamber simulated predicated conditions with 22 °C during day and 15 °C during night. The plant parameters biomass, number and length of leaves, number of flowers and length of panicles were measured and the positive and negative interactions were calculated by Relative Interaction Index.

The results of the first experiment show that land use change has only a minor effect on the performance of *D. carthusianorum* in the second year, but the biomass and the length of panicles of *F. rupicola* significantly increased in unclipped treatments (simulating abandonment). The interactions suggested facilitation of *F. rupicola* in neighborhood of the dicot and neutral till competitive interactions of *D. carthusianorum* by the co-existing grass. In generally the abandonment of traditional land use (grazing or mowing) leads to the expansion of *F. rupicola*, which can caused the decline of the co-existing dicotyledonous species.

The results of the second experiment showed that the performance of the plant parameters and the interactions were species-dependent: under nutrient poor conditions the performance of both species was low and the interactions were minor, but after nutrient addition, both species grew better and interacted much stronger. Under both nutrient levels, *D. carthusianorum* was significantly promoted, but biomass and leaf length of *F. rupicola* did not differ and leaf number significantly decreased after warming. As such, the dicot became competed against and the grass facilitated under current conditions, while under warmed conditions the competitive ability of the grass declined and that of the dicot increased, indicating that interactions between both species reverses with warming climate. This suggests, that under predicted climate conditions, the current dominance of the grass will become reduced and the dicot will be promoted, which can have positive effects on biodiversity of dry grasslands. As a consequence, further investigations are needed for a better understanding of the plant dynamics and interactions under the ongoing global environmental change.

Keywords: competition, *Dianthus carthusianorum*, eutrophication, facilitation, *Festuca rupicola*, land use change, plant-interaction, warming.

1. Einführung

Gegenwärtig finden gravierende Veränderungen der globalen Umwelt statt. Als Hauptprozesse gelten die zunehmende Fragmentierung durch Zerschneidung von Landschaftsräumen, Änderungen der traditionellen Landnutzung sowie die unter dem Begriff „Global change“ ablaufenden Prozesse wie Klimaerwärmung, Stickstoffanreicherung und Anstieg der CO₂-Konzentration. All diese Prozesse führen zu Veränderungen der Interaktionen zwischen den Pflanzenarten (TYLIANSKIS et al. 2008). Dabei spielen die pflanzlichen Interaktionen eine wichtige Schlüsselrolle bei der Regulierung der Artenzusammensetzung, der Produktivität, der Struktur und der Dynamik der Pflanzengesellschaften und Ökosysteme (FOWLER 1986, CALLAWAY 1995, WHITFORD 2002, BROOKER 2006). Die Interaktionen sind sehr vielfältig zwischen den aufbauenden Arten und abhängig von den jeweiligen Umweltbedingungen sowie den spezifischen Pflanzeigenschaften (HOLMGREN et al. 1997, CALLAWAY & WALKER 1997, CALLAWAY 2007). In der Vergangenheit wurden sie meist als negativ in Bezug auf Konkurrenz („competitor“) um Licht, Nährstoffe, Wasser, Raum, Bestäuber usw. identifiziert, während in jüngerer Zeit der Focus der Vegetationsökologen vor allem auf positiven Interaktionen lag, in denen die benachbarten Pflanzen eine Förderung („facilitation“) erfahren (BROOKER et al. 2008). Hierbei schützen sich die Pflanzen gegenseitig vor negativen Einflüssen von Konkurrenten und Herbivoren, klimatischen Extremen und Bodenauswaschungen, führen andererseits zu Nährstoffanreicherungen und bilden ein mikrobielles und mykorrhizierendes Netzwerk (DEL-VAL & CRAWLEY 2005, GAO et al. 2005, KUIJPER et al. 2005, WEIGELT et al. 2007). Während Konkurrenz häufiger in begünstigten Ökosystemen stattfindet (GRIME 1973, HUSTON 1979), ist die gegenseitige Förderung von Pflanzenarten eher in stressvollen Ökosystemen (BRUNO et al. 2003) wie Savannen, Wüsten, trockenem Grasland, Buschland oder Salzmarschen zu finden (BELSKY 1994, PUGNAIRE & LUQUE 2001, CALLAWAY et al. 2002, MAESTRE et al. 2003, MAESTRE & CORTINA 2004).

FRANZ (1952/53) beschrieb ein biozönotisches Grundprinzip, nachdem der Artenreichtum einer Pflanzengesellschaft das Ergebnis einer langfristig kontinuierlich verlaufenden Entwicklung von Umweltfaktoren ist, welches zu ausbalancierten und stabilen Gesellschaften führt. Ein wichtiger Umweltfaktor für die Entwicklung von Xerothermrassen war die traditionelle Landnutzung durch Beweidung (und Mahd), deren Anwendung bis in das frühe Mittelalter zurück reicht (POTT 1996). Auch die Trocken- und Halbtrockenrasen des Mitteldeutschen Trockengebietes hatten sich so über die Zeit zu artenreichen Gesellschaften entwickelt (RICHTER et al. 2003). Nach der politischen Wende um 1990 ist die traditionelle Bewirtschaftung jedoch mehr und mehr aus ökonomischen Gründen aufgegeben worden (PARTZSCH 2000, 2001). In der Folge wandelten sich die ehemals artenreichen Xerothermrassen in artenarme Bestände um. Dies scheint zurzeit ein globales Phänomen zu sein (BALMER & ERHARDT 2000, POSCHLOD et al. 2005, RÖMERMAN et al. 2005), bei dem verschiedene Grasarten wie *Arrhenatherum elatius* (DOSTÁLEK & FRANTÍK 2008), *Brachypodium pinnatum* (WILLEMS 1987, BOBBINK et al. 1998), *Bromus erectus* (BORNKAMM 2006), *Festuca* ssp. (PARTZSCH 2000, 2001, KLIMASCHESKI et al. 2006), *Poa angustifolia* (PARTZSCH 2000, WESCHE et al. 2005) oder *Stipa* ssp. (ENYEDI et al. 2008) zur Dominanz gelangen.

Andererseits hat der globale Wandel, der mit Klimaerwärmung und N-Anreicherung einhergeht, einen erheblichen Einfluss auf die pflanzlichen Interaktionen. So ist in den vergangenen 100 Jahren die globale Durchschnittstemperatur um ca. 0,6 °C gestiegen und für 2100 wird ein Anstieg zwischen 1,1 und 6,4 °C vorhergesagt (IPCC 2007). Eine Analyse von 143 Studien verschiedener Tier- und Pflanzenarten konnte zeigen, dass ein signifikanter Einfluss der Erwärmung sichtbar war und zum Umbau von Gesellschaften durch Artenwechsel, -rückgang bzw. -aussterben geführt hat (ROOT et al. 2003). Demgegenüber bewirkten vor allem die Intensivierung

der Landwirtschaft und die Nutzung fossiler Brennstoffe gravierende Veränderungen des N-Kreislaufes und somit eine erhöhte Verfügbarkeit und Mobilität von Stickstoff in großen Regionen der Erde, deren Konsequenzen für die Umwelt schwerwiegend und langanhaltend sind (VITOUSEK et al. 1997). Langzeitige Stickstoffanreicherung führt zum kompetitiven Ausschluss von charakteristischen Arten durch stärker nitrophile Vertreter vor allem unter oligo- und mesotrophe Bedingungen (BOBBINK et al. 1998). Dies impliziert einen floristischen Wandel in der Xerothermvegetation (HORSWILL et al. 2008, STEVENS et al. 2010), bei dem Grasarten gefördert und dikotyle Arten zurück gedrängt werden (WILLEMS & BOBBINK 1990, BORNKAMM 2006, DUPRÉ et al. 2010).

Eine Reihe von Untersuchungen zeigt, dass pflanzliche Interaktionen auch durch das Klima beeinflusst werden: So kann ein Witterungswechsel zwischen aufeinanderfolgenden Jahren (GREENLEE & CALLAWAY 1996, HERBEN et al. 2003, VEBLEN 2008), innerhalb einer Vegetationsperiode (BERTNESS & EWANCHUK 2002) oder entlang eines Klimagradienten mit steigender Höhenlage (CHOLER et al. 2001, KIKVIDZE et al. 2006) einen Wechsel zwischen „competition“ und „facilitation“ und umgekehrt bewirken. Generell führt zunehmender Umweltstress zu einer Verschiebung von negativen zu positiven Interaktionen. Der globale Wandel hin zu mehr trockenen mediterranen Ökosystemen wird sich in einem größeren Ausmaß an „facilitation“ niederschlagen (BROOKER 2006).

Während es ein gerechtfertigtes Interesse an dem Einfluss von Umweltveränderungen auf seltene und gefährdete Sippen gibt (MASCHINSKI et al. 2006), ist auch das Schicksal von weitverbreiteten Arten von großer Bedeutung, weil eine verringerte Abundanz von dominanten Arten Konsequenzen in Bezug auf Habitatqualität und Ökosystemfunktionen haben kann (HOVENDEN et al. 2008). Für die hier vorgestellten Untersuchungen wählte ich deshalb das weitverbreitete Gras *Festuca rupicola* und die seltenere dikotyle Art *Dianthus carthusianorum* aus. Beide Arten sind Vertreter der Xerothermvegetation im Mitteldeutschen Trockengebiet (MAHN 1965), die an nährstoffarme Substrate und ein warmes, trockenes Klima angepasst sind. Für die Untersuchungen des Einflusses von Nutzungsänderungen auf die Interaktionen der beiden Arten wurde ein Konkurrenzexperiment in einem zweijährigen Freiland-Topf-Versuch mit Monokulturen und unterschiedlichen Mischungen der beiden Arten angesetzt. Nach den Auffassungen von DUPRÉ et al. (2010) werden die durch Landnutzungsänderungen bedingten Effekte auf die pflanzlichen Interaktionen unter den Bedingungen des „global change“ noch verstärkt. Deshalb wurde ein weiteres Konkurrenzexperiment der beiden Arten, zum einen unter nährstoffarmen und zu anderen unter nährstoffreichen Bedingungen, durchgeführt, um sowohl die aktuellen Habitatbedingungen als auch Eutrophierung zu simulieren. In der einen Klimakammer wurden die Bedingungen eingestellt, die zurzeit die mittleren Tages- und Nachttemperaturen (20/10 °C) während der Vegetationsperiode in unserer Region simulieren. In der anderen Kammer wurde eine Temperaturerhöhung von ca. 3,5 °C eingestellt (22/15 °C). Folgende Fragen sollten mit Hilfe der beiden Experimente beantwortet werden:

- 1) Wie wirkt sich traditionelle Bewirtschaftung bzw. Auflassung der Nutzung auf verschiedene Pflanzenparameter aus, und welche positiven und negativen Interaktionen bestehen zwischen den beiden Xerothermrassenarten?
- 2) Wie wirken sich Eutrophierung und Erwärmung auf die Pflanzenparameter und Interaktionen aus?
- 3) Werden die Effekte der Landnutzungsänderungen auf die pflanzlichen Interaktionen durch Prozesse des „global change“ verstärkt?

2. Material und Methode

2.1. Ausgewählte Pflanzenarten

Dianthus carthusianorum L. (Caryophyllaceae) ist ein ausdauernder, 15-45 cm hoher Hemikryptophyt und *Festuca rupicola* (Poaceae) ein ausdauerndes, 15-80 cm hohes, horstbildendes Gras. Beide Arten sind im submeridionalen bis südlich-temperaten Europa verbreitet (JÄGER 2011) und kommen hauptsächlich gemeinsam in den Gesellschaften der Festuco-Brometea vor. Während die dikotyle Art in Deutschland gesetzlich geschützt ist (KORNECK et al. 1996), ist das Gras weit verbreitet, hat sich zudem in den letzten 20 Jahren stark ausgebreitet und dominiert weite Bereiche in den Xerothermrassen, u. a. als Ergebnis der Änderung der traditionellen Landnutzung (PARTZSCH 2000, 2001, KLIMASCHIEWSKI et al. 2006).

Die Diasporen beider Arten wurden in den Xerothermrassen in der Porphyrkuppenlandschaft bei Halle (Saale) (51.48N, 11.97 E) Ende Juni 2007 und 2008 gesammelt. Das lokale Klima ist charakterisiert durch eine Jahresmitteltemperatur von 9,2 °C und eine mittlere, jährliche Niederschlagsmenge von 473 mm (DÖRING 2004).

2.2. Experiment zum Einfluss von Landnutzungsänderungen

Für die Untersuchung der Interaktionen zwischen *D. carthusianorum* und *F. rupicola* wurde ein Konkurrenzversuch mit "replacement design" nach DE WIT (1960) angesetzt. Dabei bleibt die Gesamtzahl der Individuen im Topf konstant, aber die Anteile der Arten variieren. In August 2007 wurden die Diasporen in Plastiktöpfen mit einer Kompost-Sand-Mischung (2:3, pH 7.0) im Gewächshaus kultiviert, im September in Mitscherlich-Gefäßen (jeweils 9 Individuen; Topfgröße 22 x 19 cm) umgepflanzt und im Freiland des Botanischen Gartens Halle platziert. Vier verschiedene Behandlungen wurden angesetzt; zwei Monokulturen von *D. carthusianorum* (D9) und *F. rupicola* (F9) und die zwei Artmischungen D6F3 und D3F6 mit jeweils 10 Wiederholungen (insgesamt 40 Töpfe). Die Töpfe wurden nach Bedarf gegossen und alle zwei Wochen randomisiert umgesetzt. Ende Juni 2008 wurde die Biomasse in der Hälfte der Töpfe von allen vier Behandlungen geschnitten, um Landnutzung zu simulieren. Im Juli 2009 wurden alle Töpfe abgeerntet und die Parameter oberirdische Biomasse, Länge und Anzahl der blühenden Triebe, Anzahl der Blüten bzw. Rispenlänge bestimmt.

2.3. Experiment zum Einfluss von Eutrophierung und Erwärmung

Ein weiterer Konkurrenzversuch mit „replacement design“ (DE WIT 1960) wurde mit einer maximalen Zahl von fünf Individuen pro Topf (10 x 10 x 11 cm) und folgenden Behandlungen angesetzt: zwei Monokulturen F5 und D5 sowie vier Mischungen D4F1, D3F2, D2F3, D1D4, mit jeweils acht Wiederholungen. Die Behandlungen wurden einmal auf nährstoffarmem Substrat (Einheitserde) und einmal auf Substrat mit einer Nährstoffgabe von 1,0 g NPK-Granulatdünger (Bascote Plus 9M, 15 %N; COMPO GmbH & KG Münster) in einer Klimakammer (insgesamt 96 Töpfe je Kammer) mit einem Wechsel der Klimabedingungen zwischen Tag (20 °C, 65 % RH) und Nacht (10 °C, 80 % RH) angesetzt. Die Licht- und Dunkelphasen betrugen jeweils 10 h, und dazwischen waren Dämmerungsphasen mit allmählichem Anstieg bzw. Abfall von Licht und Temperatur geschaltet, um die aktuellen Klimabedingungen während der Vegetationsperiode zu simulieren. Der oben beschriebene Konkurrenzversuch wurde in einer zweiten Klimakammer

wiederholt, in der der Temperaturwechsel bei 22/15 °C lag und somit Erwärmung von ca. 3,5 °C simuliert wurde. Nach EASTERLING et al. (1997) werden die Nachttemperaturen in unserer Region wegen einer geringeren Ausstrahlung stärker ansteigen als die Tagestemperaturen. Der Versuch wurde nach neun Monaten beendet und die Parameter oberirdische Biomasse, Anzahl der Blätter pro Individuum und Länge des längsten Blattes bestimmt.

2.4. Datenanalyse

Für die Bewertung der positiven und negativen Interaktionen zwischen der beiden Graslandarten wurde der **Relative Interaction Index** (ARMAS et al. 2004) verwendet. Die Berechnung erfolgte nach der Formel $RII = P+N - P-N / P+N + P-N$, dabei ist P+N die Biomasse der Pflanze, die mit einer Nachbarpflanze wächst und P-N die Biomasse der Pflanze ohne Nachbarpflanze. Der Index reicht von -1 bis +1 und ist symmetrisch um Null, wobei die positiven Werte Förderung („facilitation“) und die negativen Werte Konkurrenz („competition“) anzeigen.

Die Rohdaten der erhobenen Pflanzenparameter wurden logarithmisch transformiert, um die Bedingungen auf Normalverteilung für die Varianzanalyse zu erfüllen. Die einfaktorielle ANOVA mit anschließendem Post-Hoc Tukey-Test wurde genutzt, um die Unterschiede zwischen den verschiedenen Behandlungen festzustellen. Für den Vergleich der Entwicklung der Parameter beider Arten unter den verschiedenen Umweltfaktoren wurden mehrfaktorielle Varianzanalysen durchgeführt: eine zweifaktorielle ANOVA für die Untersuchungen zu Landnutzungsänderungen mit Landnutzung (mit/ohne Mahd) und den verschiedenen Behandlungen (Monokulturen/Mischungen) als feste Faktoren und eine dreifaktorielle ANOVA für die Untersuchungen von „global change“ mit verschiedenem Nährstoffgehalt (gering/hoch), Temperatur (aktuell/prognostiziert) und den Behandlungen (Monokulturen/Mischungen) als feste Faktoren mit jeweils den gemessenen Pflanzenparametern als abhängige Variablen. Alle Analysen wurden mit dem Statistikprogramm SPSS (2009) durchgeführt.

3. Ergebnisse

3.1. Auswirkungen von Landnutzungsänderungen

Die Entwicklung der Biomasse zum Ende des zweijährigen Versuches zeigte, dass es bei *D. carthusianorum* keinen signifikanten Unterschied zwischen der Monokultur und den beiden Mischungen gab (Abb. 1, Tab. 1). Ebenso waren keine signifikanten Unterschiede zwischen den geschnittenen und nicht geschnittenen Behandlungen zu finden, und es gab auch keine Auswirkung der Interaktion Landnutzung*Behandlungen. Demgegenüber zeigten sich signifikante Unterschiede bei *F. rupicola* zwischen den Behandlungen, wobei die Biomasse mit steigender Anzahl an Grasindividuen in den Töpfen sank. Andererseits trat ein signifikanter Unterschied zwischen den Nutzungsformen auf, wobei in den Töpfen mit geschnittenen Individuen weniger oberirdische Biomasse des Grases gebildet wurde.

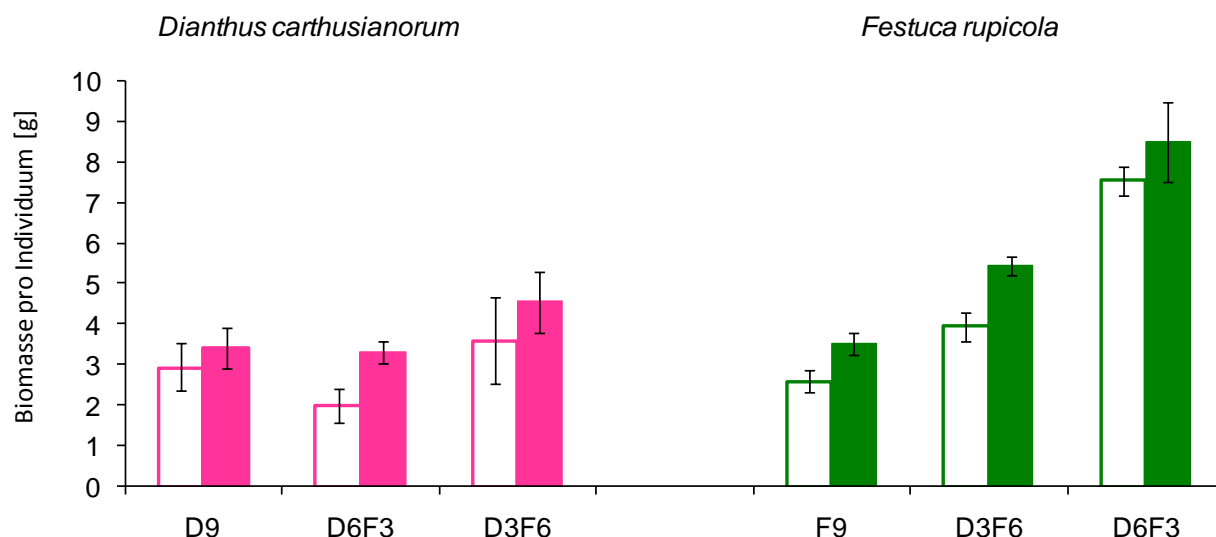


Abb. 1: Biomasse pro Individuum [g] in den Monokulturen und Mischungen von *Dianthus carthusianorum* und *Festuca rupicola* mit (□) und ohne (■) Schnitt (Mittelwerte und Standardfehler).

Fig. 1: Biomass per individual [g] in monocultures and mixtures of *Dianthus carthusianorum* and *Festuca rupicola* with (□) and without (■) clipping (mean + SE).

Die Fitness von *D. carthusianorum*, gemessen an der Anzahl der Blüten pro Individuum, zeigte keinen signifikanten Unterschied bezüglich der Landnutzung, der Mono- und Mischkulturen bzw. der Interaktion Landnutzung*Behandlungen (Abb. 2, Tab. 1). Demgegenüber nahm die Rispenlänge von *F. rupicola* signifikant in den Mischungen im Vergleich zur Monokultur zu, und die geschnittenen Individuen bildeten signifikant kürzere Rispen aus. Es gab jedoch keine signifikante Landnutzung*Behandlungen Interaktion.

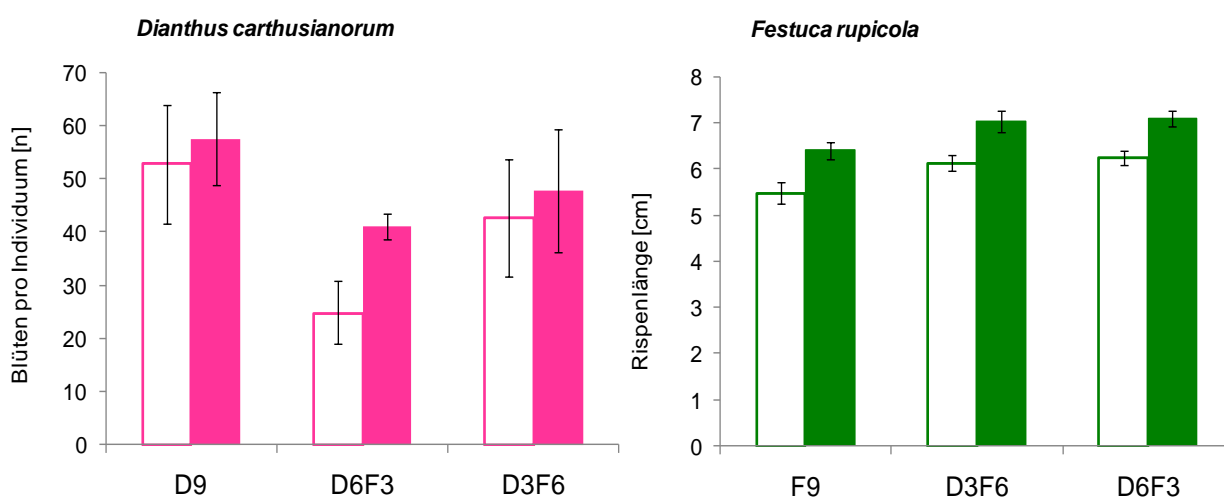


Abb. 2: Anzahl der Blüten pro Individuum [n] von *Dianthus carthusianorum* und Rispenlänge [cm] von *Festuca rupicola* in den Monokulturen und Mischungen der beiden Xerothermrassenarten mit (□) und ohne (■) Schnitt (Mittelwerte und Standardfehler).

Fig. 2: Number of flowers per individual [n] of *Dianthus carthusianorum* and length of panicles [cm] of *Festuca rupicola* in monocultures and mixtures and with (□) and without (■) clipping (mean + SE).

Die Berechnung des RII ergab keine signifikanten Effekte von Landnutzung, Behandlungen und Landnutzung*Behandlungen Interaktion auf *D. carthusianorum* (Abb. 3, Tab. 1). In Nachbarschaft mit dem Gras wurde die dikotyle Art gehemmt oder kaum beeinflusst. Demgegenüber zeigte *F. rupicola* eine Förderung, die signifikant am höchsten in der Mischung D3F6 war. Es traten jedoch keine signifikanten Effekte durch die Landnutzung bzw. Landnutzung*Behandlungen Interaktion auf.

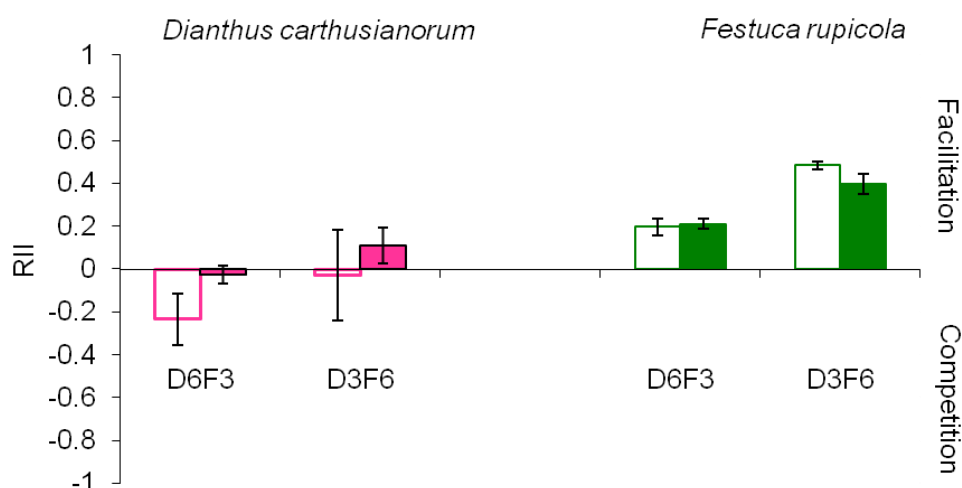


Abb. 3: Relative Interaction Index (RII) von *Dianthus carthusianorum* und *Festuca rupicola* in den Mischungen der beiden Xerothermrasenarten mit (□) und ohne (■) Schnitt im zweiten Jahr (Mittelwerte und Standardfehler). Positive Werte bedeuten Förderung, negative Werte bedeuten Konkurrenz.

Fig. 3: Relative Interaction Index (RII) of *Dianthus carthusianorum* and *Festuca rupicola* in the mixtures of both grassland species with (□) and without (■) clipping in the second year (mean + SE). Positive values show facilitation, negative values show competition.

Tabelle 1: Ergebnisse der zweifaktoriellen ANOVA der Pflanzenparameter im zweiten Jahr des Konkurrenzversuches (n.s. = nicht signifikant; * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$).

Table 1: Results of the two-way ANOVA of the plant parameters in the second year of the competition experiment (n.s. = not significant; * = $P < 0.05$, ** = $P < 0.01$, *** = $P < 0.001$).

Source of variation	<i>Dianthus carthusianorum</i>		<i>Festuca rupicola</i>	
	F	Sign.	F	Sign.
Biomasse pro Individuum				
Landnutzung (mit/ohne)	2,989	n.s.	8,028	**
Behandlungen	2,456	n.s.	54,083	***
Landnutzung * Behandlungen	0,202	n.s.	0,226	n.s.
Fitnessparameter				
Landnutzung (mit/ohne)	1,343	n.s.	31,158	***
Behandlungen	2,989	n.s.	8,412	**
Landnutzung * Behandlungen	0,264	n.s.	0,018	n.s.
Relative Interaction Index (RII)				
Landnutzung (mit/ohne)	1,776	n.s.	1,059	n.s.
Behandlungen	1,705	n.s.	47,307	***
Landnutzung * Behandlungen	0,660	n.s.	2,136	n.s.

3.2. Auswirkungen von Eutrophierung und Erwärmung

Unter nährstoffarmen Bedingungen unterschieden sich Biomasse und Anzahl der Blätter von *D. carthusianorum* nicht signifikant zwischen den einzelnen Artmischungen unter aktuellen Temperaturbedingungen (Abb. 4). Auch unter prognostizierten Temperaturbedingungen variierte die Biomasse nicht signifikant, jedoch die Blattanzahl. Nach Nährstoffzugabe stiegen Biomasse und Blattanzahl um ca. das Zehnfache an. Unter aktuellen Temperaturbedingungen nahm die Biomasse signifikant mit steigender Anzahl der Individuen von *D. carthusianorum* in den Töpfen zu, aber die Anzahl der Blätter unterschied sich nicht signifikant. Demgegenüber nahmen Biomasse und Blattanzahl signifikant mit steigender Anzahl der dikotylen Art unter prognostizierten Temperaturbedingungen ab.

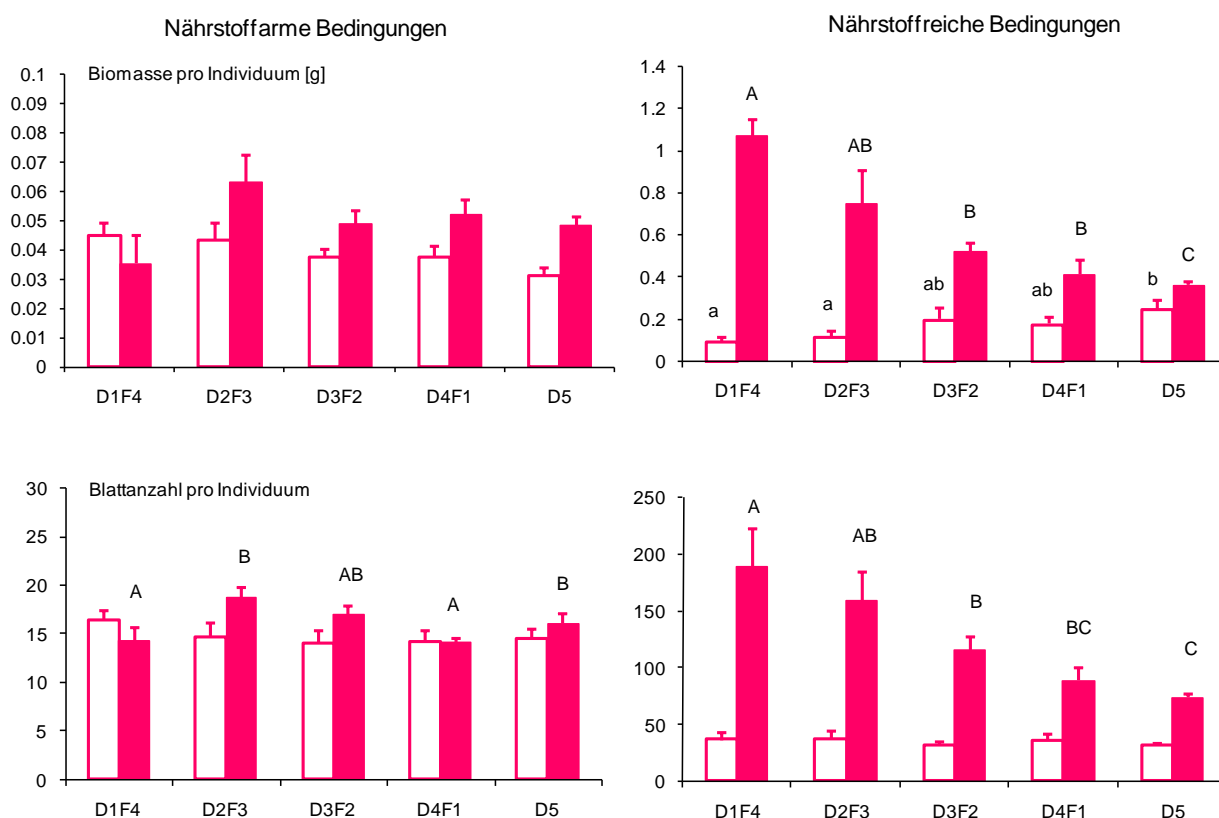


Abb. 4: Entwicklung von Biomasse und Blattanzahl pro Individuum von *Dianthus carthusianorum* in Monokulturen und Mischungen unter nährstoffarmen (links) und nährstoffreichen (rechts) Bedingungen sowie unter aktuellen (□) und prognostizierten (■) Klimabedingungen (Mittelwerte und Standardfehler; Buchstaben zeigen signifikante Gruppen).

Fig. 4: Performance of biomass and number of leaves per individual of *Dianthus carthusianorum* in monocultures and mixtures under nutrient poor (left) and nutrient rich (right) conditions under current (□) and predicted (■) climate conditions (mean + SE; letters show significant groups).

Unter nährstoffarmen Bedingungen zeigte *F. rupicola* keine signifikanten Unterschiede in der Biomasse unter aktuellen und prognostizierten Temperaturbedingungen, nur die Blattanzahl variierte signifikant unter aktuellen Temperaturbedingungen (Abb. 5). Die Zugabe von Nährstoffen verursachte einen Anstieg der Biomasse um das Zehnfache und eine vergrößerte Blattanzahl um das Dreifache. Unter aktuellen Temperaturbedingungen nahmen Biomasse und Blattanzahl

signifikant mit steigender Anzahl der *F. rupicola*-Individuen im Topf zu, wohingegen beide Parameter unter prognostizierten Bedingungen nicht variierten.

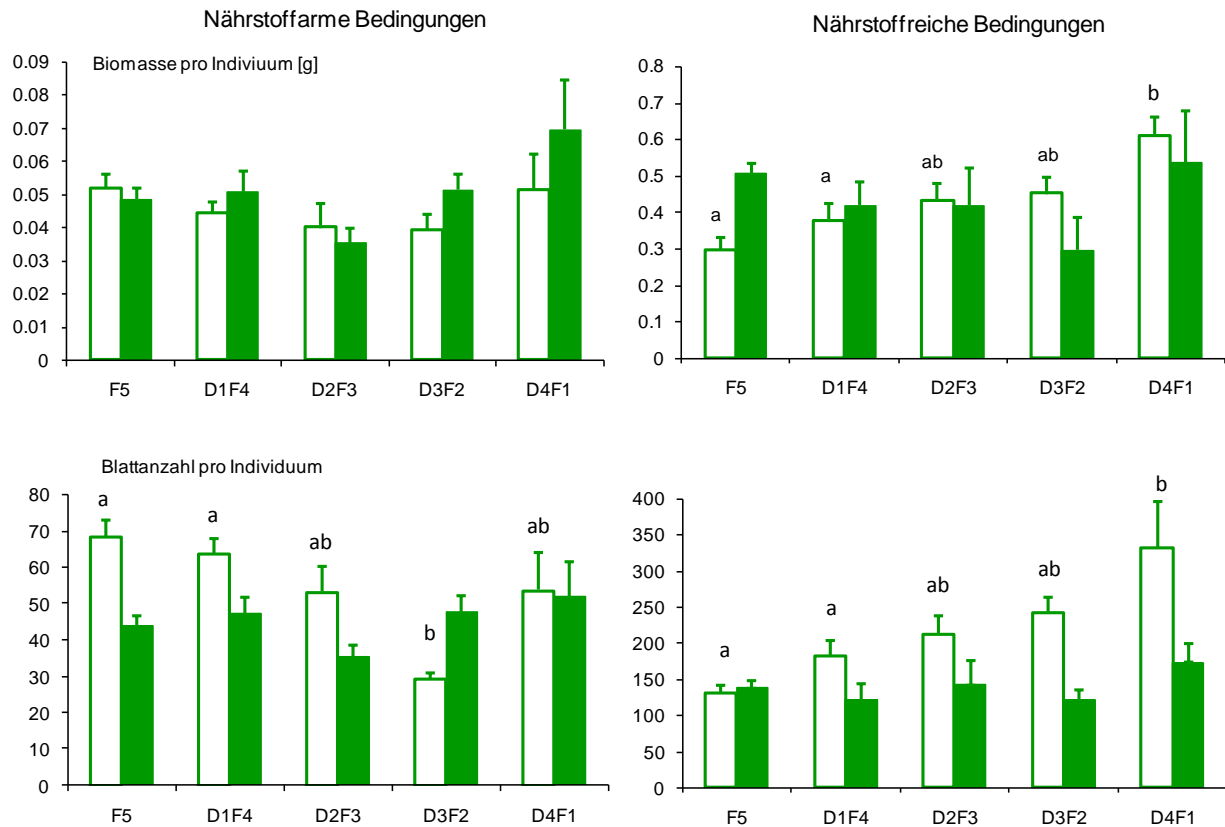


Abb. 5: Entwicklung von Biomasse und Blattanzahl pro Individuum von *Festuca rupicola* in Monokulturen und Mischungen unter nährstoffarmen (links) und nährstoffreichen (rechts) Bedingungen sowie unter aktuellen (□) und prognostizierten (■) Klimabedingungen (Mittelwerte und Standardfehler; Buchstaben zeigen signifikante Gruppen).

Fig. 5: Performance of biomass and number of leaves per individual of *Festuca rupicola* in monocultures and mixtures under nutrient poor (left) and nutrient rich (right) conditions under current (□) and predicted (■) climate conditions (mean + SE; letters show significant groups).

Die Ergebnisse der dreifaktoriellen ANOVA zeigten, dass Nährstoffzufuhr die Pflanzenparameter beider Arten signifikant förderte (Tabelle 2). Bei *D. carthusianorum* bewirkt auch der Anstieg der Temperatur einen signifikanten Zuwachs von Biomasse und Blattanzahl. Auch die Nährstoff*Temperatur Interaktion bewirkte ebenso eine signifikante Zunahme aller Pflanzenparameter der dikotylen Art, aber die Interaktion zwischen Temperatur*Mischungsverhältnis bewirkte nur eine signifikante Steigerung der Biomasse. Ebenso steigerte die Interaktion zwischen allen drei Umweltfaktoren die Biomasse von *D. carthusianorum*. Überraschenderweise wurde die Biomasse von *F. rupicola* nicht signifikant durch Temperaturerhöhung oder die unterschiedlichen Mischungen oder ihre Interaktionen beeinflusst. Nur die Interaktion von Nährstoff*Temperatur*Mischungsverhältnis zeigte signifikante Effekte. Die Anzahl der Blätter war unter Erwärmung sogar signifikant reduziert und wurde signifikant beeinflusst durch die Interaktionen, die den Faktor Nährstoff enthielten.

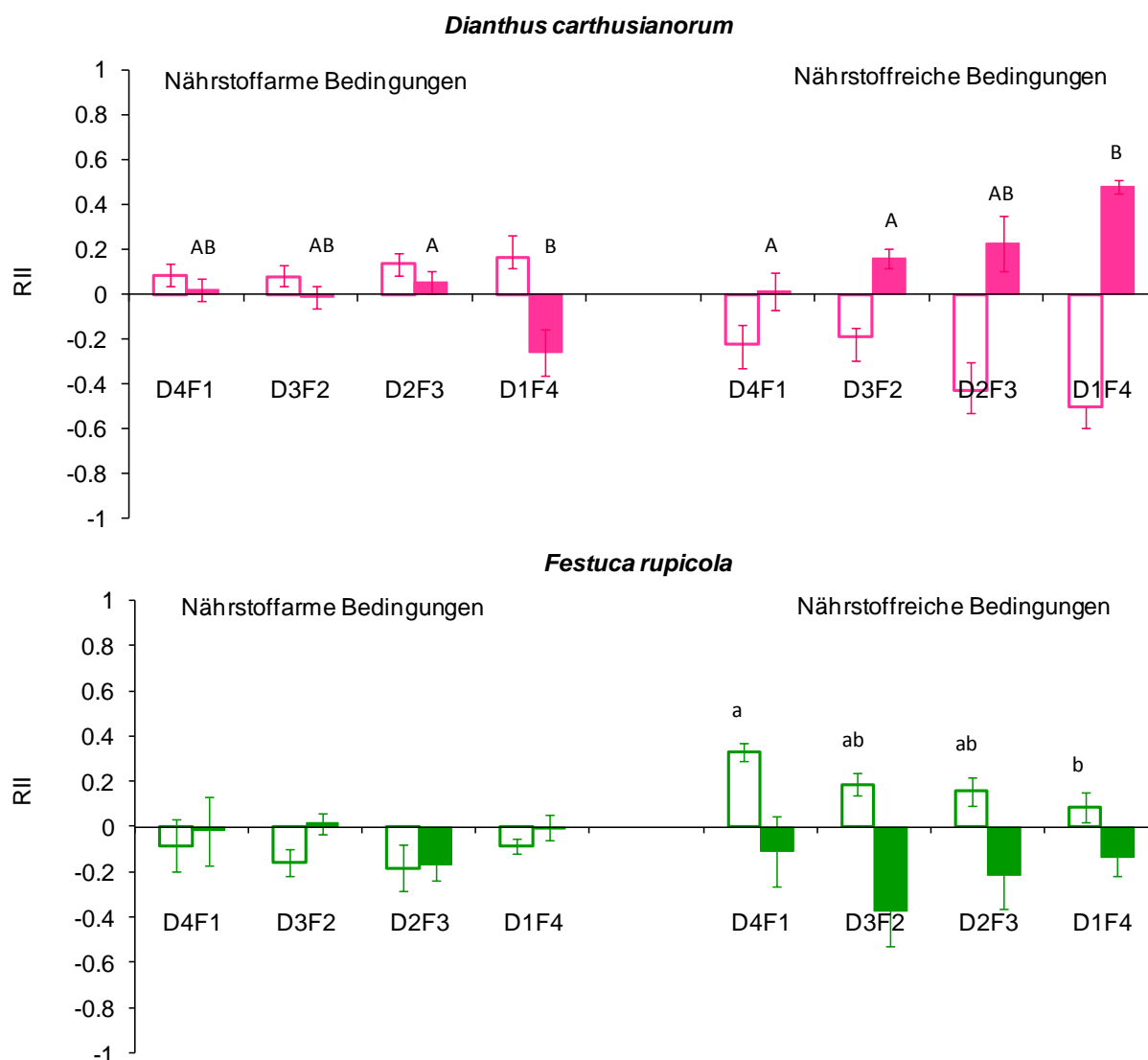


Abb. 6: RII von *Dianthus carthusianorum* und *Festuca rupicola* in den Mischungen der beiden Xerothermrassenarten unter nährstoffarmen (links) und nährstoffreichen Bedingungen (rechts) unter aktuellen (□) und unter prognostizierten Klimabedingungen (■) (Positive Werte zeigen Förderung, negative Werte zeigen Konkurrenz (Mittelwerte und Standardfehler; Buchstaben zeigen signifikante Gruppen).

Fig. 6: RII of *Dianthus carthusianorum* and *Festuca rupicola* in the mixtures of both grassland species under nutrient poor (left) and under nutrient rich conditions (right) under current (□) and under predicted climate conditions (■). Positive values show facilitation, negative values show competition (mean + SE; letters show significant groups).

Die positiven und negativen Interaktionen zwischen den beiden Arten waren generell gering unter nährstoffarmen Bedingungen (Abb. 6): Während *D. carthusianorum* unter aktuellen Temperaturen leicht durch die Nachbarschaft der anderen Art gefördert und *F. rupicola* leicht unterdrückt wurde, waren die pflanzlichen Interaktionen nach Temperaturerhöhung mehr oder weniger neutral. Nach Nährstoffzufuhr litt *D. carthusianorum* unter der Konkurrenz des Grases bei aktuellen Temperaturbedingungen; nach Erwärmung wurde die dikotyle Art jedoch gefördert. Die Förderung von *D. carthusianorum* stieg mit zunehmender Anzahl der Gras-Individuen im Topf signifikant an. Demgegenüber nahm die Förderung von *F. rupicola* unter aktuellen Temperaturen mit steigender Anzahl der dikotylen Art im Topf zu. Nach Erwärmung litt das Gras deutlich unter der Konkurrenz der dikotylen Art.

Die Ergebnisse der dreifaktoriellen ANOVA zeigten (Table 2), dass der RII von *D. carthusianorum* signifikant durch Nährstoffzugabe und Temperaturveränderung und die Interaktionen Nährstoff*Temperatur und Nährstoff*Temperatur*Mischungsverhältnis beeinflusst wurden. Andererseits hatte nur die Temperaturänderung bzw. die Interaktion zwischen Nährstoffgabe und Temperaturänderung einen signifikanten Effekt auf den RII von *F. rupicola*.

Tabelle 2: Ergebnisse der dreifaktoriellen ANOVA für Biomasse und Anzahl der Blätter pro Individuum und dem RII der beiden Xerothermrassenarten (n.s. = nicht signifikant; * = $P < 0.05$, ** = $P < 0.01$, *** = $P < 0.001$).

Table 2: Results of the three-way ANOVA of biomass and number of leaves per individual and the RII of both grassland species (n.s. = not significant; * = $P < 0.05$, ** = $P < 0.01$, *** = $P < 0.001$).

Source of variation	df	Biomasse pro Individuum [g]		Blattanzahl pro Individuum		df	Relative Interaction Index (RII)	
		F	P	F	P		F	P
<i>Dianthus carthusianorum</i>								
Nährstoff	1	543,337	***	612,566	***	1	5,268	*
Temperatur	1	100,510	***	140,092	***	1	24,389	***
Mischungsverhältnis	4	0,414	n.s.	3,304	*	3	0,219	n.s.
Nährst. * Temp.	1	61,784	***	112,795	***	1	82,987	***
Nährst. * Misch.	4	1,474	n.s.	1,810	n.s.	3	1,810	n.s.
Temp. * Misch.	4	2,824	*	1,622	n.s.	3	1,655	n.s.
Nährst. * Temp. * Misch.	4	12,040	***	2,414	n.s.	3	9,586	***
Fehler	140					112		
<i>Festuca rupicola</i>								
Nährstoff	1	379,806	***	367,245	***	1	2,489	n.s.
Temperatur	1	0,670	n.s.	20,181	***	1	10,553	**
Mischungsverhältnis	4	1,954	n.s.	2,037	n.s.	3	1,487	n.s.
Nährst. * Temp.	1	3,401	n.s.	6,299	*	1	24,527	***
Nährst. * Misch.	4	0,981	n.s.	4,587	*	3	0,896	n.s.
Temp. * Misch.	4	1,323	n.s.	1,000	n.s.	3	0,390	n.s.
Nährst. * Temp. * Misch.	4	2,769	*	4,758	**	3	0,957	n.s.
Fehler	140					112		

4. Diskussion

4.1. Auswirkungen von Landnutzungsänderungen

Die Ergebnisse des zweijährigen Freilandversuches zeigten, dass das expansive Gras *F. rupicola* signifikant auf die simulierte Landnutzung mit geringerer Biomasseproduktion und verminderter Reproduktion (kürzeren Rispen) reagierte, während der Schnitt keinen signifikanten Effekt auf Biomasse und Blütenzahl von *D. carthusianorum* hatte. Der Vergleich der Entwicklung von *F. rupicola* zwischen der Monokultur und den Mischungen zeigte, dass das Gras stärker unter innerartlicher als unter zwischenartlicher Konkurrenz litt, wohingegen bei *D. carthusianorum* keine signifikanten Änderungen auftraten. Der RII wies auf eine Förderung von *F. rupicola* und einen mehr oder weniger kompetitiven Effekt auf *D. carthusianorum* hin. Dies stimmt mit den Ergebnissen von DEL-VAL & CRAWLEY (2005) überein, die eine kompetitive Hierarchie im Grasland nachwiesen, in denen monokotyle Arten wie Gräser stärkere Konkurrenten sind als dikotyle Arten. Auch CARLSEN et al. (2001) konnten mit einem Konkurrenzversuch zeigen, dass die in Kalifornien seltene endemisch annuelle Art *Amsinckia grandiflora* (Boraginaceae) durch die Konkurrenz von neophytischen annualen Gräsern zurückgedrängt wurde, sich aber in Nachbarschaft mit dem einheimischen ausdauernden Gras *Poa secunda* besser entwickelte. Beide Grastypen

führten jedoch zu einer Reduzierung der Biomasse und zur Abnahme der Infloreszenzen bei *Amsinckia grandiflora*. In weiteren Versuchen wurde eine zunehmende Konkurrenz zwischen der niederwüchsigen Art *Alyssum montanum* und *F. rupicola* mit steigender Dichte des Grases nachgewiesen (PARTZSCH et al. 2011). Andererseits wurde die seltene Xerothermrasenart *Campanula glomerata* in Nachbarschaft mit *F. rupicola* teilweise gefördert, aber in Nachbarschaft mit *Poa angustifolia* deutlich unterdrückt (PARTZSCH & BACHMANN 2011), was durch die unterschiedlichen Wuchsformen beider Gräser und die verschiedenen Strategietypen bedingt ist. Das Zusammenspiel zwischen „facilitation“ und „competition“ soll durch die Strategietypen und die Umweltfaktoren beeinflusst werden (CHEN et al. 2009). Die in dieser Studie untersuchte *D. carthusianorum* gehört zu dem intermediären CSR-Typ und ist weniger konkurrenzkräftig, wohingegen das horstbildende Gras *F. rupicola* als stresstoleranter Konkurrent (CS-Strategie) eine höhere Konkurrenzkraft besitzt (FRANK & KLOTZ 1990).

Verschiedene Autoren konnten zeigen, dass Landnutzung unterschiedliche Auswirkungen auf die Entwicklung der Pflanzenarten haben kann. Zum einen kann der Schnitt zur Reduktion von Biomasse und Blütenzahl führen (EDWARDS 1985, KLUTH et al. 2003, HEJCMAN et al. 2010), ähnlich wie hier für *F. rupicola* demonstriert. Zum anderen kann aber auch eine verstärkte Biomasse- und Blütenbildung ausgelöst werden (MUEGGLER 1972, GEORGIADIS et al. 1989, ESMAEILI et al. 2009). Dies zeigt, dass Pflanzenarten in unterschiedlicher Weise auf Landnutzungsänderungen reagieren und die Beweidungsgeschichte einen großen Einfluss auf die Physiognomie von Grasländern hat und ihrer Fähigkeit Beweidung zu ertragen bzw. zu begünstigen (MACK & THOMPSON 1982, MILCHUNAS et al. 1988, POTT 1996). Es konnte nachgewiesen werden, dass Landnutzung (Beweidung/Mahd) die Biodiversität von Grasland steigert und vor allem langfristige Beweidung den Artenreichtum generell und den Anteil seltener und gefährdeter Pflanzenarten steigert (COLLINS et al. 1998, PARTZSCH 2001, PYKÄLÄ 2003).

4.2. Auswirkungen von „Global change“

Die beiden Xerothermrasenarten *D. carthusianorum* und *F. rupicola* reagierten unterschiedlich auf die manipulierten Umweltfaktoren. Während Eutrophierung einen starken Einfluss auf das Wachstum beider Arten hatte, war die Reaktion auf Erwärmung unterschiedlich. Dabei wurde die Biomasse der beiden Arten unter nährstoffarmen Bedingungen nicht durch die benachbarte Pflanze beeinflusst, und zwar sowohl unter aktuellen als auch unter prognostizierten Temperaturbedingungen. Nach Nährstoffzugabe war das Wachstum signifikant erhöht und die Arten erreichten ein Entwicklungsstadium, in dem sie viel früher als unter natürlichen, nährstoffarmen Bedingungen interagierten. Nach Erwärmung stiegen alle Parameter von *D. carthusianorum* stark an. Bei *F. rupicola* kam es aber zu keinem signifikanten Biomassezuwachs, die Anzahl der Blätter war sogar signifikant reduziert, sowohl unter nährstoffarmen als auch unter nährstoffreichen Bedingungen. Ähnliche, artspezifische Effekte fanden auch ZHANG et al. (2008), bei denen die Biomasse und Wuchshöhe von *Festuca rubra* abnahm, während die Parameter von *Trifolium pratense* mit steigender Temperatur und Nährstoffzugabe unverändert blieben. Dies stimmt auch mit den Ergebnissen aus arktischen und alpinen Ökosystemen überein, wo *Ledum palustre* und *Empetrum nigrum* eine Zunahme in Wuchshöhe und Biomasse zeigten, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea* und *Arctostaphylos alpinus* aber nicht (KUODO & SUZUKI 2003), oder aus mediterranem Buschland, in dem *Erica multiflora* nach Erwärmung gefördert und *Globularia alypum* gehemmt wurde (LLORENS et al. 2004). Andererseits berichteten HOVENDEN et al. (2008), dass Keimlinge des temperaten Grases *Austroanthonia caespitosa*, die von erwärmten Pflanzen stammten, um 20 % kleiner waren als die von nicht erwärmten Individuen und schlussfolgerten, dass die globale Erwärmung

wahrscheinlich zu einem reduzierten Populationswachstum und Ausbreitung des dominanten Grases führen wird.

Einerseits bewirkt Nährstoffzugabe das verstärkte Wachstum von Xerothermrassenarten (WILLEMS & BOBBINK 1990, BOBBINK et al. 1998, DUPRÉ et al. 2010), andererseits wird ein Verlust von Biomasse durch temperaturempfindliche Atmungsprozesse verursacht (YOSHIDA 1981, AMTHOR 2000), die den Anteil an verfügbaren Assimilaten für das Wachstum reduzieren (MONTEITH 1981). Der schnellere Anstieg der Nachttemperaturen im letzten Jahrhundert (EASTERLING et al. 1997) führte zu einer negativen Ertragsentwicklung von landwirtschaftlichen Produkten wie Mais, Weizen, Hirse und Soja (BROWN & ROSENBERG 1997). Bei Reis traten sogar Biomasseverluste von 10 % bei einer Erwärmung um jeweils 1 °C auf (PENG et al. 2004). Im Gegensatz dazu führte eine nächtliche Erwärmung zu einer Atmungssteigerung um 36,3 % bei zwei dominanten Gräsern der temperaten Steppe in Nordchina, die den Kohlehydratverbrauch in den Blättern förderte und eine Erhöhung der Photosynthese am darauffolgenden Tag um 19,8 % bewirkte (WAN et al. 2009). Derartige artspezifische Reaktionen auf Erwärmung führen zu einem Wechsel der kompetitiven Fähigkeiten entlang eines Umweltgradienten (ZHANG et al. 2008), wie auch die in dieser Studie vorgestellten Ergebnisse verdeutlichen.

Während die beiden Xerothermrassenarten unter nährstoffarmen Bedingungen kaum oder gar nicht interagierten, waren aufgrund des verstärkten Wachstums nach Nährstoffzugabe die Interaktionen deutlich ausgeprägt. Dabei litt *D. carthusianorum* unter aktuellen Temperaturbedingungen unter Konkurrenz der benachbarten Grasart, wohingegen *F. rupicola* durch die Anwesenheit der dikotylen Art gefördert wurde. Überraschenderweise schlugen die pflanzlichen Interaktionen nach Erwärmung genau ins Gegenteil um, so dass *D. carthusianorum* gefördert und *F. rupicola* gehemmt wurde. Auch KUODO & SUZUKI (2003) fanden, dass Konkurrenz nach Erwärmung (zwischen 1,5 - 2,3 °C) begünstigt wird und die weniger konkurrenzkräftige *Vaccinium vitis-idaea* durch andere Arten unterdrückt wurde. Ebenso wurde ein Wechsel zwischen Förderung und Konkurrenz von GREENLEE & CALLAWAY (1996), CHOLER et al. (2001), BERTNESS & EWANCHUK (2002) und KIKVIDZE et al. (2006) beschrieben, was die vorgestellten Ergebnisse bestätigen.

Die Unterschiede in den physiologischen und morphologischen Merkmalen der Pflanzen bewirken unterschiedliche Entwicklungen und Interaktionen (ZHANG et al. 2008). So bestimmen Lebensform/-dauer und Strategietyp (GRIME 1977) der koexistierenden Pflanzen sowie die Art der Stressfaktoren, die in ressourcenbedingte (z. B. Wasser, Nährstoffe, Licht) und nicht ressourcenbedingte Faktoren (z. B. Temperatur, Wind, Salinität, Bodenstruktur) unterschieden werden, das Zusammenspiel zwischen „facilitation“ und „competition“ (CHEN et al. 2009, MAESTRE et al. 2009). Die Kombination der beiden Stressfaktoren (Nährstoffe und Temperatur) führte einerseits zu einer Verminderung der Konkurrenzkraft des Grases und andererseits zu einer Verstärkung der kompetitiven Fähigkeit der dikotylen Art. Dies stimmt mit SALA et al. (2000) überein, wonach multiple Umweltveränderungen synergistische oder antagonistische Effekte bewirken können.

5. Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellten Ergebnisse der ersten Studie (vgl. PARTZSCH 2011) zeigen, dass der Wegfall der traditionellen Landnutzung (Beweidung/Mahd) zum einen zu einer Expansion der Grasart *F. rupicola* führen, zum anderen einen Rückgang der begleitenden dikotylen Arten verursachen kann. Für einen zukünftigen Schutz von artenreichen Xerothermrassen ist deshalb die Wiedereinführung der traditionellen Landnutzung von ausschlaggebender Bedeutung, um den gegenwärtigen Trend der Ausbreitung von Grasarten entgegenzuwirken.

Andererseits zeigen die Ergebnisse der zweiten Studie (vgl. PARTZSCH 2013), dass Umweltveränderungen in Bezug auf Eutrophierung und Erwärmung einem Wechsel der Artenkombination in der Xerothermrassen bewirken können, indem das gegenwärtig stark dominierende Gras *F. rubicola* gehemmt und die seltenere dikotyle Art *D. carthusianorum* gefördert wird. Aus naturschutzfachlicher Perspektive kann dies einen positiven Effekt auf den Erhalt bzw. die Zunahme der Biodiversität in steppenähnlichen Ökosystemen bewirken. Für die Bewertung der Interaktionen zwischen Gräsern und Dikotylen sind aber noch weitere Untersuchungen notwendig, um ein besseres Verständnis für deren Interaktionen und Dynamik unter verschiedenen Umweltbedingungen zu erlangen.

Danksagung

Für die Hilfe bei der Durchführung der Konkurrenzversuche bedanke ich mich bei Frau Christine Voigt und für die kritische Sichtung des Manuskripts bei Frau Prof. Isabell Hensen und Dr. Anselm Krumbiegel.

Literatur

- AMTHOR, J.S. (2000): Direct effect of elevated CO₂ on nocturnal in situ leaf respiration in nine temperate deciduous tree species is small. – *Tree Physiol.* 20: 139–144.
- ARMAS, C., ORDIALES, R. & PUGNAIRE, F.I. (2004): Measuring plant interactions: a new comparative index. – *Ecology* 85: 2682–2686.
- BALMER, O. & ERHARDT, A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grassland for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. – *Conserv. Biol.* 14: 746–757.
- BELSKY, A. J. (1994): Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree grass competition. – *Ecology* 75: 922–932.
- BERTNESS, M.D. & EWANCHUK, P.J. (2002): Latitudinal and climate-driven variation in the strength and nature of biological interactions in New England salt marshes. – *Oecologia* 132: 392–401.
- BOBBINK, R., HORNUNG, M. & ROELOFS, J.G.M (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – *Plant Ecology* 86: 717–738.
- BORNKAMM, R. (2006). Fifty years vegetation development of a xerothermic calcareous grassland in Central Europe after heavy disturbance. – *Flora* 201: 249–267.
- BROOKER, R.W. (2006): Plant-plant interaction and environmental change. – *New Phytologist* 171: 271–284.
- BROOKER, R.W., MAESTRE, F.T., CALLAWAY, R.M., LORTIE, C.L., CAVIERES, L.A., KUNSTLER, G., LIANCOURT, P., TIELBÖRGER, K., TRAVIES, J.M.J., ANTHELME, F., ARMAS, C., COLL, L., CORCKET, E., DELZON, S., FOREY, E., KIKVIDZE, Z., OLOFSSON, J., PUGNAIRE, F., QUIROZ, C. L., SACCONI, P., SCHIFFERS, K., SEIFAN, M., TOUZARD, B., & MICHALET, R. (2008): Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. – *J. Ecology* 96: 18–34.
- BROWN, R.A. & ROSENBERG, N.J. (1997): Sensitivity of crop yield and water use to change in a range of climatic factors and CO₂ concentrations: A simulation study applying EPIC to the central United States. – *Agricult. Forest Meteorol.* 83: 171–203.

-
- BRUNO, J.F., STACHOWICZ, J.J. & BERTNESS, M.D. (2003): Inclusion of facilitation into ecological theory. – *Trends Ecol. Evol.* 18: 119–125.
- CALLAWAY, R.M. (1995): Positive interactions among plant. – *Bot. Rev.* 61: 306–349.
- CALLAWAY, R.M. (2007): Positive interactions and interdependence in plant communities. – Springer, Dordrecht.
- CALLAWAY, R.M. & WALKER, L.R. (1997): Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. – *Ecology* 78: 1958–1965.
- CALLAWAY, R.M., BROOKER, R.W., CHOLER, P., KIKVIDZE, Z., LORTIE, C.J., MICHALET, R., PAOLINI, L., PUGNAIRE, F.I., NEWINGHAM, B., ASCHEHOUG, E.T., ARMAS, C. & COOK, B.J. (2002): Positive interaction among plants increase with stress. – *Nature* 417: 844–848.
- CARLSEN, T.M., MENKE, J.W. & PAVILK, B.M. (2001): Reducing competitive suppression of a rare annual forb by restoring native California perennial grasslands. – *Restoration Ecol.* 8: 18–29.
- CHEN, S.-Y., XU, J., MAESTRE, F.T., CH, C.-J., WAND, G. & XIAO, S. (2009): Beyond dual-lattice models: Incorporating plant strategies when modeling the interplay between facilitation and competition along environmental severity gradients. – *J. Theor. Biol.* 258: 266–273.
- CHOLER, P., MICHALET, R. & CALLAWAY, R.M. (2001): Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. – *Ecology* 82: 3295–3308.
- DE WIT, C.T. (1960): On competition. – *Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen* 66: 1–82.
- DEL-VAL E. & CRAWLEY, M.J. (2005): What limits herb biomass in grasslands: competition of herbivory? – *Oecologia* 142: 202–211.
- COLLINS, S.L., KNAPP, A.K., BRIGGS, J.M., BLAIR, J.M. & STEINAUER, E.M. (1998): Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. – *Science* 280: 754–747.
- DÖRING, J. (2004): Zu den Klimaverhältnissen im östlichen Harzvorland. – *Hercynia N.F.* 37: 137–154.
- DOSTÁLEK, J. & FRANTÍK, T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). – *Bio-divers. Conserv.* 17: 1439–1454.
- DUPRE, C., STEVENS, C.J., RANKE, T., BLEEKER, A., PEPPLER-LISBACH, C., GOWING, D.J.G., DISE, N.B., DORLAND, E., BOBBINK, R. & DIEKMANN, M. (2010): Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. – *Global Change Biol.* 16: 344–357.
- EASTERLING, D.R., HORTON, B., JONES, P.D., PETERSON, T.C., KARL, T.R., PARKER, D.E., SALINGER, M.J., RAZUVAYEV, V., PLUMMER, N., JAMASON, P. & FOLLAND, C.K. (1997): Maximum and minimum temperature trends for the globe. – *Science* 277: 363–367.
- EDWARDS, J. (1985): Effects of herbivory by moose on flower and fruit production of *Aralia nudicaulis*. – *J. Ecol.* 73: 861–868.
- ENYEDI, Z.K., RUPRECHT, E. & DEÁK, M. (2008): Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 53–60.
- ESMAEILI, M.M., BONIS, A., BOUZILLÉ, J.-B., MONY, C. & BENOT, M.-L. (2009): Consequence of ramet defoliation on plant clonal propagation and biomass allocation: Example of five rhizomatous grassland species. – *Flora* 204: 25–33.

- FOWLER, N. (1986): The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. – *An. Rev. Ecol. Syst.* 17: 89–110.
- FRANK, D. & KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. – *Wiss. Beitr. Martin-Luther Univ., Halle-Wittenberg.* 1990/32 (P41).
- FRANZ, H. (1952/53): Dauer und Wandel der Lebensgemeinschaften. – *Ver. Verbreitung naturwissensch. Kenntnisse* 93: 27–45.
- GAO, Y.Z., WANG, S.P., HAN, X.G., PATTON, B.D. & NYREN, P.E. (2005): Competition between *Artemisia frigida* and *Cleistogenes squarrosa* under different clipping intensities in replacement series mixtures at different nitrogen levels. – *Grass and Forage* 6: 119–127.
- GEORGIADIS, N.J., RUESS, R.W., MCNAUGHTON, S.J. & WESTERN, D. (1989): Ecological conditions that determine when grazing stimulates grass production. – *Oecologia* 81: 316–322.
- GREENLEE, J.T. & CALLAWAY, R.M. (1996): Abiotic stress and the relative importance of interference and facilitation in montane bunchgrass communities in western Montana. – *Am. Nat.* 148: 386–396.
- GRIME, J.P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. – *Nature* 242: 344–347.
- GRIME, J.P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. – *Am. Nat.* 111: 1169–11.
- HEJCMAN, M., ČEŠKOVÁ, M., SCHELLBERG, J. & PÄTZOLD, S. (2010): The Rengen Grassland Experiment: Effect of Soil Chemical Properties on Biomass Production, Plant Species Composition and Species Richness. – *Folia Geobot.* 45: 125–142.
- HERBEN, T., KRAHULEC, F., HADINCOVÁ, V., PECHÁČKOVÁ, S. & WILDOVÁ, R. (2003): Year-to-year variation in plant competition in a mountain grassland. – *J. Ecol.* 91: 103–113.
- HOLMGREN, M., SCHEFFER, M. & HUSTON, M.A. (1997): The interplay of facilitation and competition in plant communities. – *Ecology* 78: 1966–1975.
- HORSWILL, P., O'SULLIVAN, O., PHOENIX, G.K., LEE, J.A. & LEAKE, J.R. (2008): Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. – *Environ. Pollution* 155: 336–349.
- HOVENDEN, M.J., WILLS, A.E., CHAPLIN, R.E., VANDER SCHOOR, J.K., WILLIAMS, A.L., OSANAI, Y. & NEWTON, P.C.D. (2008): Warming and elevated CO₂ affect the relationship between seed mass, germinability and seedling growth in *Austrodanthonia caespitosa*, a dominant Australian grass. – *Global Change Biol.* 14: 1633–1641.
- HUSTON, M. (1979): General hypothesis of species-diversity. – *Am. Nat.* 113: 81–101.
- IPCC (2007): Intergovernmental Panel on Climate Change. Fourth Assessment Report. – Working Group I Report on "The Physical Science Basis".
- JÄGER, E.J. (ed.) (2011). Exkursionsflora von Deutschland, begründ. von ROTHMALER, W. Gefäßpflanzen: Grundband. – Spektrum, Akad. Verlag, Heidelberg.
- KIKVIDZE, Z., KHETSURIANI, L., KIKODZE, D. & CALLAWAY, R.M. (2006): Seasonal shifts in competition and facilitation in subalpine plant communities of the central Caucasus. – *J. Veg. Sci.* 17: 77–82.
- KLIMASCHEWSKI, B., EVERS, C. & BRANDES, D. (2006): Untersuchungen zur Einwanderung von Festuco-Brometea- und Koelerio-Corynephorotea-Arten in Brachflächen. In: BÜLTMANN H., HARTMANN T. & HASSE T. (eds.), Trockenrasen auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen. – *Arb. Inst. Landschaftsökol. Münster* 15: 97–111.

-
- KLUTH, S., KRUESS, A. & TSHARNTKE, T. (2003): Influence of mechanical cutting and pathogen application on the performance and nutrient storage of *Cirsium arvense*. – J. Appl. Ecol. 40: 334–343.
- KORNECK, D., SCHNITTNER, M. & VOLLMER I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen. – SchrR. Vegetationskunde 28: 21–187.
- KUIJPER, D.P.J., DUBBELD, J. & BAKKER, J.P. (2005): Competition between two grass species with and without grazing over a productivity gradient. – Plant Ecol. 179: 237–246.
- KUODO, G. & SUZUKI, S. (2003): Warming effects on growth, production, and vegetation structure of alpine shrubs: a five-year experiment in northern Japan. – Oecologia 135: 280–287.
- LLORENS, L., PENUELAS, J., ESTIARTE, M. & BRUNA, P. (2004): Contrasting growth changes in two dominant species of a mediterranean shrubland submitted to experimental drought and warming. – Ann. Bot. 94: 843–853.
- MACK, R.N. & THOMPSON, J.N. (1982): Evolution in steppe with few large, hooved mammals. – Am. Nat. 119: 757–773.
- MAHN, E.G. (1965): Vegetationsaufbau und Standortverhältnisse der kontinental beeinflussten Xerothermasengesellschaften Mitteldeutschlands. – Abh. Sächs. Akad. Wiss. Leipzig, Math-naturwiss. Kl. 49(1): 1–138.
- MAESTRE, F.T., BAUTISTA, S. & CORTINA, J. (2003): Positive, negative, and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. – Ecology 84: 3186–3197.
- MAESTRE, F.T. & CORTINA, J. (2004): Do positive interactions increase with abiotic stress? A test from the semiarid steppe. – Proceedings Royal Soc. London B 271: 331–333.
- MAESTRE, F.T., CALLAWAY, R.M., VALLADARES, F. & LORTIE, C.J. (2009): Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. – J. Ecol. 97: 199–205.
- MASCHINSKI, J., BAGGS, J.E., QUINTANA-ASCENCIO, P.F. & MENGES, E.S. (2006): Using population viability analysis to predict the effects of climate change on the extinction risk of an endangered limestone endemic shrub, *Arizona cliffrose*. – Conserv. Biol. 20: 218–228.
- MILCHUNAS, D.G., SALA, O.E. & LAUENROTH, W.K. (1988): A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. – Am. Nat. 132: 87–106.
- MONTEITH, J.L. (1981): Evaporation and surface temperature. – Quart. J. Royal Meteorol. Soc. 107: 1–27.
- MUEGGLER, W.F. (1972): Influence of competition on the response of Bluebunch Wheatgrass to clipping. – J. Range Manage. 25: 88–92.
- PARTZSCH, M. (2000): Die Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals - Strukturwandel ihrer Vegetation in den letzten vier Jahrzehnten. – Tuexenia 20: 153–187.
- PARTZSCH, M. (2001): Die Porphyrkuppenlandschaft des unteren Saaletals - Vergleich der Vegetation der Kuppen in Abhängigkeit von Flächengröße und Genese der Porphyrkuppen. – Bot. Jahrbücher Syst. 123/1: 1–45.
- PARTZSCH, M. (2011): Does land use change affect the interaction between two dry grassland species? – Flora 206: 550–558.
- PARTZSCH, M. (2013): Growth performance and species interaction of *Festuca rupicola* Heuff. and *Dianthus carthusianorum* L. subjected to temperature increase and Nitrogen addition. – J. Plant Studies 2/ 2: 122–135.

- PARTZSCH, M. & BACHMANN, U. (2011): Is *Campanula glomerata* threatened by competition from expanding grasses? Results from a 5-year pot-experiment. – *Plant Ecol.* 212: 251–261.
- PARTZSCH, M., PIESCH, C. & HENSEN, I. (2011): A comparative study of germination behaviour and plant performance of two dry grassland species. – *Folia Geobot.* 46: 35–48.
- PENG, S., HUANG, J., SHEEHY, J.E., LAZA, R.C., VISPERAS, R.M., ZHONG, X., CENTENO, G.S., KHUSH, G.S. & CASSMAN, K.G. (2004): Rice yields decline with higher night temperature from global warming. – *PNAS* 101: 9971–9975.
- POSCHLOD, P., BAKKER, J.P. & KAHMEN, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. – *Basic Appl. Ecol.* 6: 93–98.
- POTT, R. (1996): Die Entwicklungsgeschichte und Verbreitung xerothermer Vegetationseinheiten in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Tuexenia* 16: 337–369.
- PUGNAIRE, F.L. & LUQUE, M.T. (2001): Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. – *Oikos* 93: 42–49.
- PYKÄLÄ, J. (2003): Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. – *Biodiv. & Conserv.* 12: 221–2224.
- RICHTER, B., PARTZSCH, M. & HENSEN, I. (2003): Vegetation, Kultur- und Nutzungsgeschichte der xerothermen Hügellandschaft bei Mücheln/Wettin (Sachsen-Anhalt). – *Hercynia* 36: 91–121.
- RÖRMERMANN, C., DUTOIT, T., POSCHLOD, P. & BUISSON, E. (2005): Influence of former cultivation on the unique Mediterranean steppe of France and consequences for conservation management. – *Biol. Conserv.* 121: 21–33.
- ROOT, T.L., PRICE, J.T., HALL, K.R., SCHNEIDER, S.H., ROSENZWEIG, C. & POUNDS, J.A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. – *Nature* 421: 57–59.
- SALA, O.E., CHAPIN, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M. & WALL, D.H. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. – *Science* 10: 1770–1774.
- SPSS (2011): SPSS for Windows 19.0. – SPSS, Chicago.
- STEVENS, C.J., THOMPSON, K., GRIME, J.P., LONG, C.J. & GOWING, D.J.G. (2010): Contribution of acidification and eutrophication to declines in species richness of calcifuge grasslands along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. – *Funct. Ecol.* 24: 478–484.
- TYLIANAKIS, J.M., DIDHAM, R.K., BASCOMPTE, J. & WARDLE, D.A. (2008): Global change and species interaction in terrestrial ecosystems. – *Ecol. Letter* 11: 1351–1363.
- VEBLEN, K.E. (2008): Season- and herbivore-dependent competition and facilitation in a semiarid savanna. – *Ecology* 89: 1532–1540.
- VITOUSEK, P.M., ABER, J.D., HOWARTH, R.W., LIKENS, G.E., MATSON, P.A., SCHINDLER, D.W., SCHLESINGER, W.H. & TILMAN, D.G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. – *Ecol. Appl.* 7: 737–750.
- WAN, S., XIA, J., LIU, W. & NIU, S. (2009): Photosynthetic overcompensation under nocturnal warming enhances grassland carbon sequestration. – *Ecology* 90: 2700–2710.
- WEIGELT, A., SCHUMACHER, J., WALTHER, T., BARTELHEIMER, M., STEINLEIN, T. & BEYSCHLAG, W. (2007): Identifying mechanisms of competition in multi-species communities. – *J. Ecol.* 95: 53–64.

-
- WESCHE, K., PARTZSCH, M., KREBES, S., HENSEN, I. (2005): Gradients in dry grassland and heath vegetation on rock outcrops in eastern Germany – an analysis of a large phytosociological data set. – *Folia Geobot.* 40: 341–356.
- WILLEMS, J.H. (1987): Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to species-rich ecosystem. – *Biol. Conserv.* 40: 301–314.
- WILLEMS, J.H. & BOBBINK, R. (1990): Spatial processes in the succession of chalk grassland on old fields in The Netherlands. In: KRAHULEC, F., AGNEW, A.D.Q., AGNEW, S. & WILLEMS, J.H. (eds.): *Spatial processes in plant communities*. – Academia Prague 237–249.
- WHITFORD, G. (2002): *Ecology of desert systems*. – Academic Press, London.
- YOSHIDA, S. (1981): *Fundamentals of rice crop science*. – Internat. rice research Institute, Los Banos, Philippines.
- ZHANG, J., CHENG, G., YU, F., KRÄUCHI, N. & LI, M.H. (2008): Intensity and importance of competition for a grass (*Festuca rubra*) and a legume (*Trifolium pratense*) vary with environmental changes. – *J. Integr. Plant Biol.* 50: 1570–1579.

Autorin:

Dr. Monika Partzsch
Institut für Biologie/Geobotanik und Botanischen Garten
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Am Kirchtor 1
D-06108 Halle (Saale)
E-Mail: monika.partzsch@botanik.uni-halle.de

Die spontane Flora der Dachgärten des Wiener Allgemeinen Krankenhauses

Hildegard Burgstaller, Erich Hübl & Harald Zechmeister

Zusammenfassung

Das Allgemeine Krankenhaus in Wien (AKH) hat mehrere bepflanzte Dachterrassen. Die Substrate sind Ziegelsplit, Blähschiefer und Grobkies, der nicht bepflanzt wird. Angepflanzt sind verschiedene *Sedum*-Arten und -Sorten, *Festuca ovina* agg. und vermutlich auch *Allium schoenoprasum*. Unsere Untersuchungen beziehen sich auf die Spontanaflora, die von Annuellen bis zu Bäumen reicht. Neben dem Substrat beeinflussen Exposition, Abschirmung durch Gebäudeteile und ausströmende Warmluft aus Entlüftungsanlagen das Pflanzenwachstum.

Einen großen Anteil an der Dachflora haben einjährige bis zu kurzlebigen ausdauernden Arten. Annuelle sind u. a. *Anagallis arvensis*, *Bromus tectorum*, *Cerastium pumilum*, *Chaenorhinum minus*, *Chenopodium album*, *Crepis tectorum*, *Galinsoga parviflora*, *Setaria viridis*, *Solanum nigrum*, *Sonchus oleraceus*, *Vicia hirsuta* und *Viola arvensis*. Ein- bis Mehrjährige sind: *Arenaria serpyllifolia*, *Acinos arvensis*, *Conyza canadensis*, *Erodium cicutarium* und *Lactuca serriola*. Häufige Zweijährige sind: *Cirsium vulgare*, *Daucus carota*, *Echium vulgare*, *Erigeron annuus* und *Melilotus officinalis*. Kurzlebige Arten, die bis über zwei Vegetationsperioden ausdauern können, sind: *Diploxaxis tenuifolia*, *Erigeron acris*, *Medicago lupulina*, *Picris hieracioides*, *Sisymbrium loeselii* und *Tragopogon dubius*. Wichtige ausdauernde Arten: *Achillea millefolium* agg., *Artemisia vulgaris*, *Calamagrostis epigeios*, *Elymus repens*, *Hieracium pilosella*, *Hypericum perforatum*, *Leontodon hispidus*, *Plantago lanceolata*, *P. major*, *Scabiosa ochroleuca* und *Taraxacum officinale* agg..

Holzpflanzen von Kleinsträuchern bis zu Bäumen keimen in großer Zahl und werden, soweit es sich um hochwüchsige Sträucher oder Bäume handelt, immer wieder zurückgeschnitten oder entfernt. Die häufigsten Holzpflanzen sind: *Acer pseudoplatanus*, *Ailanthus altissima*, *Betula pendula*, *Buddleja davidii*, *Caryopteris x clandonensis*, *Celtis occidentalis*, *Clematis vitalba*, *Juglans regia*, *Populus alba*, *P. nigra*, *Sambucus nigra*, *Salix caprea* und *Solanum dulcamara*. Höhen über zwei Meter erreichten je ein Exemplar von *Cotoneaster dielsianus* und *Morus alba*.

An einem feuchten Sonderstandort in schattiger Lage entwickelte sich ein Bestand von *Eupatorium cannabinum*. In der Nähe von Abzugsrinnen wächst *Allium angulosum*, eine seltene Art von Feuchtwiesen. An einer besonders warmen und feuchten Stelle bildet der Sumpffarn *Thelypteris palustris* einen kleinen Rasen. Obwohl Feuchtigkeit und Wärme auch im Winter erhalten bleiben, zieht der Farn im Herbst ein, während daneben wachsende *Buddleja davidii* und auch *Salix caprea* grün blieben.

Die Moosflora ist aus typischen Trockenrasenarten, Arten ein- bis zweijähriger Brachen sowie vereinzelt Ubiquisten zusammengesetzt. Die 34 gefundenen Moosarten gehören ausschließlich der Klasse der *Bryopsida* (Laubmoose) an. Die Artengarnituren stehen wie die Gefäßpflanzen in starker Abhängigkeit vom pH-Wert des Substrates als auch der Langlebigkeit der Fläche und der damit verbundenen Humusbildung. Als Raritäten können die Moosarten *Acaulon muticum*, *Aloina rigida* und *Weissia longifolia* betrachtet werden. Das Vorkommen von *Rhynchostegium megapolitanum* unterstreicht die Expansion dieser wärmeliebenden Art.

Abstract

The hospital „Allgemeines Krankenhaus“ (AKH) in Vienna has roof-gardens. H. BURGSTALLER and E. HÜBL investigated the spontaneous flora (flora of weeds) since 2010 (list of species see Tab.: 1). The mosses were recorded by H. ZECHMEISTER (2013). Especial sites come into being by the exit of water or by ventilating systems, where exhaust warm and humid air influence plant growth. This helps plants needing moisture to accrue. The layout of the roof-gardens was accomplished after the construction of the building in 1984. Different species of *Sedum* were planted, and lawns of *Festuca ovina* agg. were sown. Documents about the laying-out of the roof-gardens do not exist. Up to 2009 there was little activity regarding maintenance.

Annual species are most frequent, followed by perennial species and biennial species. But the biennial species make up for the largest portion of species present in all the gardens. Since 2011 the roof-gardens are being renewed. The new substratum is planted with species of *Sedum*. Compared with the flora of gravel-roofs the spontaneous flora of the roof-gardens is richer especially in neophytes.

34 mosses (*Bryophyta*) were found on the investigated roof-tops, all of these having an emphasis on dry grasslands in natural habitats, some have a focus on young fallow lands as well as ubiquitous urban habitats. The moss flora depends strongly on the pH of the soil as well as the age of the substratum. Highlights within the moss flora were *Acaulon muticum*, *Aloina rigida* and *Weissia longifolia*. The occurrence of *Rynchostegium megapolitanum* emphasizes the spreading of this species in Europe.

Keywords: mosses, special sites, substratum, ventilation system, weeds.

1. Einleitung / Untersuchungsort

Die Dachgärten des Wiener Allgemeinen Krankenhauses (AKH Wien) wurden nach dem Neubau 1984 angelegt. Sie liegen in der Höhe von 54 m (Ebene 8), 65 m (Ebene 10) und 73 m (Ebene 12); abgekürzt E 8, E 10, E 12.



Abb. 1: Luftaufnahme vom AKH Wien (Google earth).

Von der ursprünglichen Bepflanzung gibt es keine Unterlagen. Es wurden verschiedene *Sedum*-Arten und -Sorten gepflanzt und *Festuca ovina* agg. angesät, deren Rasen noch zum Teil vorhanden sind. In Folge von Dachschäden wurde 2011 mit der Sanierung begonnen, in deren Verlauf bisher (Stand Juli 2013) das Substrat in der Ebene 10 zum Großteil ausgetauscht und mit *Sedum*-Arten und -Sorten neu bepflanzt wurde. Die alten Substrate bestehen aus Blähschiefer, Ziegelsplitt und Grobkies, der nicht bepflanzt wurde. Das neue Substrat besteht aus Blähschiefer und Grobkies (Grobkies ohne Bepflanzung).



a) Ziegelsplitt



b) Blähschiefer und Grobkies



c) Blähschiefer und Zellulose (Neuanlage)

Abb. 2: Substrate.

In den Flächen der Ebene 8 und 12 wurden zum Teil Jungbäume und Sträucher abgeschnitten. Im Sommer 2013 begann die Sanierung von Ebene 8. Früher erfolgten in allen Flächen nur kleinere Eingriffe. Besondere Standorte entstehen durch Lüftungsschächte und Lüftungsröhren, wo warmfeuchte Luft ausströmt und auch durch Stellen mit Wasseraustritt.

Zur klimatischen Charakteristik werden folgende Werte der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien, Hohe Warte (202 m) für die Periode 1971 – 2000 wiedergegeben:

Temperatur: Jahresmittel +10,2 °C, Höchstwert +37,0 °C, Tiefstwert -19,6 °C;

Niederschlag: Jahresmittel 620.3 mm, niederschlagsreichster Monat Juni mit 70.2 mm, trockenster Monat Januar mit 37.2 mm. Im Spätherbst steigt der Niederschlag vom Oktober mit 40.0 mm vor dem winterlichen Abfall auf 50.0 mm im November leicht an.

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Erfassung der Spontanflora der Dachgärten des AKHs.

2. Material und Methode

Die spontane Gefäßpflanzenflora des Allgemeinen Krankenhauses Wiens (AKH Wien) wird von H. BURGSTALLER und E. HÜBL seit 2010 aufgenommen. Die Nomenklatur folgt mit wenigen Ausnahmen ROTHMALER (2011). Im Juni 2013 hat H. ZECHMEISTER eine Moosliste erstellt. Untersuchungsziel ist es, die spontane Flora in ihrer jahreszeitlichen Abfolge und in Beziehung zum Standort zu erfassen, wobei zwischen den alten Flächen mit nur gelegentlichen kleineren Eingriffen und den erneuerten Flächen (E10) ab 2011 zu unterscheiden ist.

Im Folgenden werden die Gefäßpflanzenarten nach Lebensdauer geordnet betrachtet. Jede Art wurde nur einer Gruppe zugeordnet, z. T. in Hinsicht auf das Verhalten in den Dachgärten, z. B. haben wir *Medicago lupulina* (als 1-jährig bis ausdauernd angegeben) den Annuellen zugeordnet, da sie im Sommer weitgehend abstirbt. Für jede Art wird angegeben, ob sie auf allen 3, auf 2 oder nur auf 1 Fläche auftritt. Für die Ebene 10 (E10), die inzwischen größtenteils erneuert wurde, wird für jede Art alt, alt und neu (kontinuierlich, kont.) und neu (nur in der Neuanlage) angegeben.

Die Nomenklatur der Moose bezieht sich auf KÖCKINGER et al. (2013), der Rote Liste Status für Österreich auf GRIMS & KÖCKINGER (1999), jener für NÖ auf ZECHMEISTER et al. (2013).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Gefäßpflanzen

In Tabelle 1 ist das Vorkommen der notierten Gefäßpflanzenarten auf den 3 Dachebenen des Wiener Allgemeinen Krankenhauses verzeichnet. Abbildungen von einzelnen Arten finden sich im Anhang.

Am zahlreichsten sind die Annuellen mit 69 Arten. Sie haben mit 12 den relativ zweitniedrigsten Anteil an in allen 3 Flächen vertretenen Arten. Dazu gehören die unscheinbaren Frühblüher *Chaenorhinum minus*, *Draba verna*, *D. spatulata* und *Saxifraga tridactylites*.

Zum Teil aspektbestimmend sind *Crepis foetida*, *Papaver dubium* und *P. rhoeas*.

Die kleinste Gruppe, z. T. aber aspektbestimmend, sind die Zweijährigen, einschließlich kurzlebiger Ausdauernder. Sie haben mit 10 zu 19 den relativ höchsten Anteil an in allen 3 Ebenen vertretenen Arten. Aspektbestimmend sind besonders *Erigeron annuus*, *Echium vulgare*, *Melilotus albus* und *M. officinalis*.

Abkürzungen zu Tabelle 1:

E8	– Ebene 8
E10neu	– Ebene 10, neu angelegte Flächen
E10kont.	– Ebene 10, kontinuierlich, alte und neu angelegte Flächen
E10alt	– Ebene 10, alte Flächen
E12	– Ebene 12
A – Annuelle	
B – Bienne	
H – Holzpflanze	
P – Perenne	

Tabelle 1: Vorkommen der Arten auf den 3 Dachebenen des AKHs

Pflanzenart (Teil 1)	Lebensform	Lokalisation				
		E8	E10			E12
			kont.	alt	neu	
<i>Acer campestre</i>	H		+			+
<i>Acer negundo</i>	H	+			+	
<i>Acer platanoides</i>	H	+	+			+
<i>Acer pseudoplatanus</i>	H		+			+
<i>Achillea millefolium</i> agg.	P	+	+			
<i>Acinos arvensis</i>	A	+	+			
<i>Aethusa cynapium</i>	A	+				
<i>Ailanthus altissima</i>	H	+	+			+
<i>Ajuga chamaepitys</i>	A			+		
<i>Allium angulosum</i>	P	+	+			
<i>Allium schoenoprasum</i>	P	+				
<i>Amaranthus retroflexus</i>	A				+	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	A				+	+
<i>Anagallis arvensis</i>	A	+	+			+
<i>Anthemis tinctoria</i>	P				+	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	A	+	+			+
<i>Arrhenatherum elatius</i>	P			+		
<i>Artemisia vulgaris</i>	P	+	+			+
<i>Aster novi-belgii</i>	P	+			+	
<i>Aurinia saxatilis</i>	P			+		
<i>Avena fatua</i>	A				+	
<i>Barbarea stricta</i>	B	+				
<i>Barbarea vulgaris</i>	B				+	
<i>Betula pendula</i>	H	+	+			
<i>Bromus tectorum</i>	A	+	+			+
<i>Bryonia dioica</i>	P				+	
<i>Buddleja davidii</i>	H	+	+			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	P	+		+		+
<i>Camelina microcarpa</i>	A				+	+
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	A	+			+	
<i>Cardamine hirsuta</i>	A				+	
<i>Carduus acanthoides</i>	B		+			
<i>Caryopteris × clandonensis</i>	H	+	+			+
<i>Celtis occidentalis</i>	H	+	+			+
<i>Cerastium glutinosum</i>	A	+			+	
<i>Cerastium holosteoides</i>	P					+
<i>Cerastium pumilum</i>	A	+	+			+
<i>Chaenorbinum minus</i>	A	+			+	+
<i>Chelidonium majus</i>	B				+	
<i>Chenopodium album</i>	A	+	+			
<i>Chenopodium hybridum</i>	A		+			
<i>Cichorium intybus</i>	P	+				
<i>Cirsium arvense</i>	P	+	+			
<i>Cirsium eriophorum</i>	B	+				+

Pflanzenart (Teil 2)	Lebensform	Lokalisation				
		E8	E10			E12
			kont.	alt	neu	
<i>Cirsium vulgare</i>	B	+	+			+
<i>Clematis vitalba</i>	H	+		+		+
<i>Conyza canadensis</i>	A	+				+
<i>Cornus sanguinea</i>	H	+	+			+
<i>Corylus colurna</i>	H			+		
<i>Cotoneaster dielsianus</i>	H					+
<i>Cotoneaster sp.</i>	H			+		
<i>Crepis tectorum</i>	A	+	+			+
<i>Crepis biennis</i>	B				+	
<i>Crepis foetida</i>	A	+	+			+
<i>Cynodon dactylon</i>	P			+		+
<i>Daucus carota</i>	B	+	+			+
<i>Descurainia sophia</i>	A	+			+	
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	P		+			+
<i>Draba spatulata</i>	A	+			+	
<i>Draba verna</i>	A	+	+			
<i>Echium vulgare</i>	B	+	+			+
<i>Elymus repens</i>	P		+			+
<i>Epilobium angustifolium</i>	P				+	
<i>Epilobium hirsutum</i>	P			+		
<i>Epilobium parviflorum</i>	P			+		
<i>Epilobium tetragonum</i>	P				+	
<i>Eragrostis minor</i>	A				+	
<i>Erigeron acris</i>	B	+	+			+
<i>Erigeron annuus</i>	B	+	+			+
<i>Erodium cicutarium</i>	A	+	+			+
<i>Eupatorium cannabinum</i>	P			+		+
<i>Euphorbia exigua</i>	A		+			
<i>Fallopia convolvulus</i>	A		+			
<i>Fraxinus excelsior</i>	H	+		+		+
<i>Galinsoga parviflora</i>	A	+		+		+
<i>Galium aparine</i>	A			+		
<i>Hebe anomala</i>	H			+		
<i>Helianthus annuus</i>	A				+	
<i>Hieracium murorum</i>	P					+
<i>Hieracium pilosella</i>	P	+	+			+
<i>Hieracium racemosum</i>	P				+	
<i>Hieracium rothianum</i>	P				+	
<i>Holcus lanatus</i>	P			+		
<i>Holosteum umbellatum</i>	A				+	
<i>Hordeum murinum</i>	A			+		
<i>Hypericum perforatum</i>	P	+	+			
<i>Impatiens glandulifera</i>	A				+	
<i>Inula ensifolia</i>	P			+		
<i>Juglans regia</i>	H	+	+			+
<i>Koeleria paniculata</i>	H					+

Pflanzenart (Teil 3)	Lebensform	Lokalisation				
		E8	E10			E12
			kont.	alt	neu	
<i>Lactuca serriola</i>	B	+	+			+
<i>Lamium album</i>	P				+	
<i>Lamium amplexicaule</i>	A				+	
<i>Lapsana communis</i>	A					+
<i>Lavandula angustifolia</i>	P			+		+
<i>Leontodon hispidus</i>	P	+	+			+
<i>Lonicera nitida</i>	H			+		
<i>Lotus corniculatus</i>	P			+		+
<i>Malva neglecta</i>	A			+		
<i>Medicago lupulina</i>	A	+	+			+
<i>Melica transsilvanica</i>	P	+				
<i>Melilotus albus</i>	B	+	+			+
<i>Melilotus officinalis</i>	B	+	+			+
<i>Mercurialis annua</i>	A		+			+
<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	A		+			
<i>Morus alba</i>	H		+			
<i>Muscari comosum</i>	P			+		+
<i>Mycelis muralis</i>	P	+			+	+
<i>Myosotis stricta</i>	A				+	
<i>Oenothera biennis</i> agg.	B				+	
<i>Origanum vulgare</i>	P	+	+			
<i>Oxalis corniculata</i>	A			+		
<i>Papaver dubium</i>	A	+			+	+
<i>Papaver rhoeas</i>	A	+				
<i>Parthenocissus inserta</i>	H	+	+			+
<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	H	+				
<i>Persicaria lapathifolia</i>	A				+	
<i>Picris hieracioides</i>	B	+	+			+
<i>Plantago lanceolata</i>	P	+		+		+
<i>Plantago major</i>	P	+	+			
<i>Platanus × hispanica</i>	H	+				
<i>Poa angustifolia</i>	P				+	
<i>Poa compressa</i>	P	+	+			+
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	P		+			
<i>Populus alba</i>	H	+	+			+
<i>Populus nigra</i>	H	+		+		
<i>Prunella vulgaris</i>	P			+		+
<i>Prunus avium</i>	H				+	
<i>Prunus padus</i>	H	+			+	
<i>Quercus robur</i>	H					+
<i>Reseda lutea</i>	B			+		+
<i>Ribes rubrum</i>	H			+		
<i>Robinia pseudoacacia</i>	H				+	
<i>Rosa</i> sp.	H			+		
<i>Rubus</i> sp.	H	+				
<i>Rumex crispus</i>	P		+			

Pflanzenart (Teil 4)	Lebensform	Lokalisation				
		E8	E10			E12
			kont.	alt	neu	
<i>Salix caprea</i>	H	+	+			
<i>Sambucus nigra</i>	H	+	+			
<i>Saxifraga tridactylites</i>	A	+	+			
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	P	+	+			
<i>Securigera varia</i>	P	+	+			+
<i>Senecio vernalis</i>	A	+				
<i>Senecio viscosus</i>	A				+	
<i>Senecio vulgaris</i>	A	+	+			
<i>Setaria viridis</i>	A	+	+			+
<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i>	B	+				
<i>Sinapis arvensis</i>	A				+	
<i>Sisymbrium altissimum</i>	A				+	
<i>Sisymbrium loeselii</i>	A	+	+			
<i>Sisymbrium orientale</i>	A		+			+
<i>Solanum dulcamara</i>	H	+	+			+
<i>Solanum nigrum</i>	A	+	+			+
<i>Solanum villosum</i> s.l.	A				+	
<i>Solidago canadensis</i>	P				+	
<i>Sonchus arvensis</i>	P				+	
<i>Sonchus asper</i>	A			+		+
<i>Sonchus oleraceus</i>	A	+	+			+
<i>Stachys annua</i>	A	+	+			
<i>Stellaria media</i>	A	+	+			
<i>Syringa vulgaris</i>	H	+		+		
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> (<i>officinalis</i>)	P	+	+			+
<i>Thelypteris palustris</i>	P	+				
<i>Tragopogon dubius</i>	B	+	+			+
<i>Trifolium campestre</i>	A				+	
<i>Trifolium hybridum</i>	P				+	
<i>Trifolium pratense</i>	P		+			
<i>Trifolium repens</i>	P	+	+			
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	A	+	+			
<i>Tussilago farfara</i>	P				+	+
<i>Ulmus glabra</i>	H		+			
<i>Valerianella locusta</i>	A			+		
<i>Veronica arvensis</i>	A				+	
<i>Veronica hederifolia</i>	A				+	
<i>Veronica persica</i>	A				+	
<i>Veronica praecox</i>	A				+	
<i>Veronica triloba</i>	A				+	
<i>Vicia angustifolia</i>	A				+	
<i>Vicia hirsuta</i>	A		+			
<i>Vicia sepium</i>	B				+	
<i>Viola arvensis</i>	A	+	+			
<i>Vulpia myuros</i>	A				+	

Die ausdauernden Krautigen bilden mit 52 Arten die zweitgrößte Gruppe. Davon sind 9 in allen 3 Ebenen vertreten. Das ist relativ der niedrigste Anteil. Aspektbestimmend sind stellenweise *Achillea millefolium* agg., *Artemisia vulgaris*, *Calamagrostis epigejos*, *Elymus repens*, *Leontodon hispidus*, *Poa compressa* und *Scabiosa ochroleuca*. Bemerkenswert ist die Feuchtwiesenart *Allium angulosum*, die sich auch in der Neuanlage von E 10 zu halten scheint. Verschwunden ist das einzige Exemplar von *Inula ensifolia*, eine Art der Trockenrasen.

Die Holzpflanzen sind mit 37 Arten relativ zahlreich. Die hochwüchsigen Bäume und Sträucher konnten sich nur selten bis zu einer Höhe von über 2 m entwickeln. Bei der Mehrzahl, besonders der Bäume, handelt es sich um Jungpflanzen. Mit dem Verhältnis von 10 zu 37 sind sie relativ häufig in allen 3 Ebenen vertreten. Eine Sonderstellung nehmen der apophytische Halbstrauch *Solanum dulcamara* und der neophytische Kleinstrauch *Caryopteris × clandonensis* ein, die nicht abgeschnitten wurden. Während *Solanum dulcamara* – von den natürlichen Standorten her – in allgemeiner Ausbreitung zu sein scheint, wird die Zierpflanze *Caryopteris × clandonensis* zwar häufig kultiviert, verwildert aber in Österreich selten (FISCHER et al. 2008, S. 784). ADLER & MRKVICKA (2003) „Als Zierpflanze in letzter Zeit verstärkt kultiviert, lokal verwildert“ nennen 2 konkrete Angaben. In den Dachgärten des AKHs gehört sie zu den häufigsten Arten. Besonders hochwüchsig waren ein Exemplar von *Morus alba* in E 10 (im Zuge der Sanierung entfernt) und *Cotoneaster dielsianus* in E12, der nach dem Radikalschnitt 2013 wieder ausgetrieben hat.

3.1.1. Sonderstandorte

Austrittsstellen feuchter Warmluft fallen besonders in der kühlen Jahreszeit durch kondensierenden Wasserdampf und frisches Grün um die Austrittsstellen auf. Meist treten aber keine besonderen Arten auf. Ausnahmen sind ein ehemaliger Massenbestand von *Eupatorium cannabinum* in einer Nische in E10 mit vermutlichem Wasseraustritt (im Zuge der Sanierung verschwunden) und eine Stelle waagrecht austretenden Wasserdampfes in Ebene 8, wo neben *Buddleja davidii* und *Salix caprea*, der Sumpffarn *Thelypteris palustris* wächst. Die Stelle wurde 2011 teilweise gerodet. *Buddleja davidii* und *Thelypteris palustris* sind aber noch im Sommer 2013 in Resten vorhanden gewesen. Während *Thelypteris palustris* im Herbst normal einzog, blieb *Salix caprea* (aufrecht wachsend) über den Winter grün. Sie ist nicht wieder aufgetreten. *Buddleja davidii*, die ohnehin die Tendenz hat, bei milder Witterung im Winter die Blätter zu behalten, fällt dadurch auf, dass sie offensichtlich entlang des Warmluftstrahles waagrecht wächst. Ein etwas entfernter Busch wächst zwar aufrecht, bleibt aber niedrig im Bereich der Warmluft.

Thelypteris palustris wird von ADLER & MRKVICKA (2003, S 84) für Wien nur für die untere Lobau angegeben, wo entsprechende Standorte durch die Donauregulierung im 19. Jhd. entstanden sind. Fotos zu den Sonderstandorten finden sich im Anhang.

Obwohl nicht an extrem feuchten Standorten, aber doch vorzugsweise am Rande von Abflussrinnen, wachsen *Solanum dulcamara*, *Allium schoenoprasum* (E8) und *Allium angulosum* (E8, E10). *Allium schoenoprasum* (Schnittlauch) wurde vielleicht schon bei der Anlage der Dachgärten angepflanzt. Nach ADLER & MRKVICKA (2003, S 626) verwildert er selten auf Planierungen, ehemaligem Gartenland und in Betonspalten. U. a. wird er von den Kiesdächern der Tennishallen auf dem Wienerberg als angesät angegeben. *Allium angulosum* wird von ADLER & MRKVICKA (S. 629) u. a. für wechselfeuchte alte Schotterdächer und feuchte Schotterstellen angegeben, konkret auch für ein bestimmtes altes Schotterdach („Massenbestand“). ROTHMALER (2011, S. 181) gibt u. a. feuchte Ruderalstellen an.

3.1.2. Neophyten

Die Dachgärten des Wiener Allgemeinen Krankenhauses sind reich an Neophyten.

Tabelle 2: Neophyten.

Häufigkeitsangaben nach ADLER & MRKVICKA (2003).

<i>Acer negundo</i> (einzeln)	häufig, voll eingebürgert
<i>Ailanthus altissima</i>	häufig, voll eingebürgert
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	zerstreut, lokal häufig (Neubürger seit etwa 1960)
<i>Aster novi-belgii</i>	mäßig häufig
<i>Buddleja davidii</i>	häufig (Neubürger seit etwa 1950)
<i>Caryopteris × clandonensis</i>	als Zierpflanze in letzter Zeit verstärkt kultiviert, lokal verwildert
<i>Celtis occidentalis</i>	selten verwildert (4 konkrete Angaben)
<i>Conyza canadensis</i>	sehr häufig
<i>Cotoneaster dielsianus</i>	keine Angabe (bestimmt nach ROLOFF & BÄRTELS, 2008)
<i>Erigeron annuus</i>	häufig
<i>Galinsoga parviflora</i>	häufig
<i>Hebe anomala</i> (einzeln)	keine Angabe (bestimmt nach FITSCHEN, 1994)
<i>Laburnum anagyroides</i>	mäßig häufig
<i>Lavandula angustifolia</i>	ehedem Kulturpflanze, heute kaum mehr angebaut, kaum verwildert
<i>Morus alba</i>	oft verwildert bis eingebürgert, zerstreut bis mäßig häufig
<i>Parthenocissus inserta</i>	zerstreut bis mäßig häufig
<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	selten und meist nur als Jungpflanze verwildert
<i>Platanus × hispanica</i> (einzeln)	selten verwildert, bisher nur Jungpflanzen beobachtet
<i>Senecio vernalis</i> (einzeln)	zerstreut bis mäßig häufig
<i>Syringa vulgaris</i>	zerstreut eingebürgert
<i>Veronica persica</i>	sehr häufig

3.1.3. Vergleich mit der Flora von Kiesdächern

Beim Vergleich ist zu beachten, dass es sich bei Kiesdächern zwar um ein von Menschen gemachtes Substrat handelt, dass aber abgesehen von gelegentlichen Ansaaten (meist unmittelbar nach der Anlage) gezielte menschliche Eingriffe in der Regel unterbleiben. Dagegen handelt es sich beim AKH um Dachgärten, deren spontane Flora (Unkrautflora) Gegenstand der Untersuchung ist. Einen Vergleich bietet in erster Linie die Publikation von H. ZECHMEISTER (1992) „Die Vegetation auf Flachdächern von Großbauten aus der Jahrhundertwende“, die sich auf 3 Baukomplexe von Wien bezieht: Universitätsfrauenklinik, Ottakringer Brauerei und Fabrik Heller. Neben der Beschreibung von Pflanzengesellschaften erstellte ZECHMEISTER die gesamte Pflanzenliste der Phanerogamen und der Moose. Als Ergänzung der Publikation stellte er uns freundlicherweise einen unveröffentlichten, ausführlichen Zwischenbericht zur Verfügung. Die Moosflora des AKHs hat ZECHMEISTER 2013 selbst aufgenommen (siehe Beitrag).

Tabelle 3 zeigt die gemeinsamen phanerogamen Arten der Wiener Kisdächer und der AKH-Dachgärten, Tabelle 4 die auf beiden Dächern häufigsten gemeinsamen Arten, Tabelle 6 die in den AKH-Dachgärten nicht gefundenen Arten. Von den phanerogamen Arten der Kisdächer haben wir *Sedum album* und *S. sexangulare*, weil sie auf den AKH Dächern gepflanzt wurden und *Sisymbrium* sp. nicht in den Vergleich einbezogen. Von den verbleibenden 67 Arten sind 43 mit dem AKH gemeinsam.

Bei den auf dem AKH Dächern fehlenden Arten handelt es sich nach ADLER & MRKVICKA (2003) z. T. um in Wien seltene thermophile, gefährdete Arten: *Allium senescens* subsp. *montanum* (*lusitanicum*), *Allium sphaerocephalon* und *Sideritis montana*. *Biscutella laevigata* wird von ADLER & MRKVICKA nicht angeführt. ZECHMEISTER (1992) hat in seiner Publikation auf die Naturschutzaspekte hingewiesen.

Gräser spielen auf den Kisdächern eine größere Rolle als auf den Dächern des AKHs. *Bromus hordeaceus*, *B. sterilis*, *Lolium perenne*, *Poa annua*, *P. bulbosa* und *P. trivialis* fehlen auf den AKH-Dächern. Gemeinsam sind *Agropyrum* (*Elymus*) *repens*, *Calamagrostis epigejos*, die auf den AKH-Dächern größere Herden bilden und besonders *Poa compressa* als das oft aspektbestimmende Gras.

Tabelle 3: Gemeinsame Arten der Wiener Kisdächer und der Dachgärten des AKHs.

Die Ziffer nach dem Artnamen gibt an, auf wie vielen Kisdachkomplexen die jeweilige Art vorkommt.

<i>Acer pseudoplatanus</i>	3	<i>Fallopia convolvulus</i>	1
<i>Achillea millefolium</i> agg.	1	<i>Hordeum murinum</i>	1
<i>Acinos arvensis</i>	3	<i>Leontodon hispidus</i>	1
<i>Ailanthus altissima</i>	1	<i>Medicago lupulina</i>	3
<i>Allium schoenoprasum</i>	1	<i>Melilotus officinalis</i>	2
<i>Anagallis arvensis</i>	1	<i>Muscari racemosum</i>	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	3	<i>Plantago lanceolata</i>	2
<i>Artemisia vulgaris</i>	2	<i>Plantago major</i>	1
<i>Betula pendula</i>	2	<i>Poa compressa</i>	3
<i>Bromus tectorum</i>	3	<i>Polygonum aviculare</i>	1
<i>Calamagrostis epigeios</i>	1	<i>Rosa canina</i> (R. sp.)	1
<i>Chaenorhinum minus</i>	3	<i>Salix caprea</i>	1
<i>Chenopodium album</i>	3	<i>Securigera varia</i> (syn. <i>Coronilla varia</i>)	1
<i>Crepis tectorum</i>	3	<i>Setaria viridis</i>	2
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	1	<i>Solanum dulcamara</i>	1
<i>Draba verna</i> (syn. <i>Erophila verna</i>)	1	<i>Sonchus oleraceus</i>	2
<i>Echium vulgare</i>	2	<i>Syringa vulgaris</i>	1
<i>Elymus repens</i> (syn. <i>Agropyron repens</i>)	3	<i>Taraxacum officinale</i>	3
<i>Erigeron annuus</i>	3	<i>Tragopogon dubius</i>	2
<i>Erodium cicutarium</i>	3	<i>Veronica arvensis</i>	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	3	<i>Veronica persica</i>	2

Tabelle 4: Auf allen 3 Kiesdächern und auf den Dachgärten des AKHs vertretene Arten.

<i>Acer pseudoplatanus</i>	E10, E12
<i>Acinos arvensis</i>	E10, E8
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	E8, E10, E12
<i>Bromus tectorum</i>	E8, E10
<i>Chaenorhinum minus</i>	E8, E10, E12
<i>Chenopodium album</i>	E8, E10
<i>Crepis tectorum</i>	E8, E10, E12
<i>Erigeron annuus</i>	E8, E10, E12
<i>Elymus repens</i>	E8, E10, E12
<i>Erodium cicutarium</i>	E8, E10, E12
<i>Fraxinus excelsior</i>	E8, E10, E12
<i>Medicago lupulina</i>	E8, E10, E12
<i>Poa compressa</i>	E8, E10, E12
<i>Taraxacum officinale</i>	E8, E10, E12

Tabelle 5: Arten auf den Wiener Kiesdächern, die auf den AKH-Dächern fehlen.

(Die Ziffer nach dem Artnamen bedeutet das Vorkommen auf den 3 Dachkomplexen der Kiesdächer.)

<i>Allium cepa</i>	1
<i>Allium lusitanicum</i> (syn: <i>A. senescens</i> subsp. <i>montanum</i>)	1
<i>Allium sphaerocephalon</i>	1
<i>Arabis hirsuta</i>	1
<i>Asparagus officinalis</i>	1
<i>Bellis perennis</i> (ergänzt nach Zwischenbericht, ZECHMEISTER (undatiert))	1
<i>Biscutella laevigata</i>	2
<i>Bromus hordeaceus</i>	2
<i>Bromus sterilis</i>	1
<i>Crataegus monogyna</i>	1
<i>Diplotaxis muralis</i>	1
<i>Euphorbia peplus</i>	1
<i>Humulus lupulus</i>	1
<i>Lolium perenne</i>	2
<i>Medicago minima</i>	1
<i>Phedimus spurius</i> (syn. <i>Sedum spurium</i>)	1
<i>Poa annua</i>	2
<i>Poa bulbosa</i>	2
<i>Poa trivialis</i>	2
<i>Scleranthus annuus</i>	2
<i>Sedum acre</i>	3
<i>Sideritis montana</i>	1
<i>Vicia cracca</i>	1
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	1

Die Vegetationsentwicklung war auf einem Kiesdach bis zu einem Jungwald (Höhe 3 m) fortgeschritten, der vorwiegend aus *Ailanthus altissima* bestand, mit *Fraxinus excelsior* und *Syringa vulgaris* beigemischt (Zwischenbericht, ZECHMEISTER (undatiert)). Soweit ging die Vegetationsentwicklung auf dem AKH-Dach nicht, wohl aber bis zu einzelnen über 2 m hohen Bäumen (*Morus alba*) und Sträuchern (*Cotoneaster dielsianus*). Auffallend ist das Fehlen der auf den AKH-Dächern häufigen *Buddleja davidii* auf den Kiesdächern. Möglicherweise war zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen die Ausbreitung noch nicht so weit fortgeschritten wie gegenwärtig.

Ausführliche Untersuchungen der Vegetation auf Kiesdächern wurden von BORNKAMM (1961), DARIUS & DREPPER (1984) und BOSSLER & SUSZKA (1988) durchgeführt.

BORNKAMM (1961) untersuchte Kiesdächer in Göttingen. Er beschreibt eine Unkrautgesellschaft auf jüngeren oder stark gestörten Dächern. Die häufigsten Arten sind *Galinsoga parviflora*, *Setaria viridis* (auch hohe Deckungsgrade), *Chenopodium album*, *Senecio vulgaris* (z. T. hohe Deckungsgrade) und *Capsella bursa-pastoris*. Als Begleiter scheinen schon häufig *Poa compressa* und *Taraxacum officinale* auf. Zweimal ist auch *Allium schoenoprasum* vertreten. Besonders flachgründige Standorte werden von Sedum-Gesellschaften besiedelt mit *Sedum acre*, *S. boloniense* (*S. sexangulare*), *S. spurium* (*Phedimus spurius*) und *Sempervivum tectorum*. In den meisten Aufnahmen ist wieder *Poa compressa* vorhanden, selten sind *Saxifraga tridactylites* und *Arenaria serpyllifolia*. Die wichtigste Gesellschaft (Dauergesellschaft) ist die *Poa*-Wiese mit Dominanz von *Poa compressa* (selten von *Poa pratensis* susp. *anceps*). Weitere häufige Arten sind *Chenopodium album*, *Capsella bursa-pastoris*, *Sonchus oleraceus*, *Senecio vulgaris*, *Taraxacum officinale* und *Medicago lupulina*. An ungestörten schattigen Stellen entwickelte sich auch Gebüsch mit *Sambucus nigra*, *Rubus idaeus*, *Acer pseudoplatanus*, *Ribes uva-crispa*, *Ligustrum vulgare*, *Crataegus oxyacantha* (*C. laevigata*), *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia cordata*, *Taxus baccata* und *Acer platanoides*. Im Unterwuchs *Taraxacum officinale*, *Hieracium murorum*, *Stellaria media*, *Poa compressa* (mit hohen Deckungsgraden) und *Dryopteris filix mas*.

DARIUS & DREPPER (1984) haben alte Kiesdächer (Holzzementdächer) in Berlin untersucht. Die Vegetationszonierung eines alten Kiesdaches wird folgendermaßen charakterisiert: „Der Hauptteil eines Daches wird von einem dichten Rasen bedeckt (*Poa compressa*-Gesellschaft), der zum Dachrand hin auflockert und dort von einer Gemeinschaft kurzlebiger Kräuter und Gräser ersetzt wird (*Therophyten*-Gesellschaft). Die flachgründigsten Stellen auf den Außenkanten sind dagegen von dichten Teppichen von Mauerpfeffer-Arten bedeckt (*Sedum*-Gesellschaft).“

Potentiell bestandesbildend sind je nach Substrattiefe die folgenden Arten: *Sedum spurium*, *S. sexangulare* (bis 5 cm); *Poa bulbosa* und *Bromus tectorum* (5 – 10 cm); *Setaria viridis*, *Poa palustris*, *Allium schoenoprasum*, *Poa angustifolia* (10 – 12 cm); *Poa angustifolia*, *P. compressa* (über 12 cm). In der Regel werden die Rasenflächen von *Poa compressa* dominiert, was die Autoren durch die Strategie erklären, gleichzeitig mit der oberirdischen Entwicklung Rhizome auszubilden, die neben der Ausbreitung noch eine Funktion als Nährstoff- und Wasserspeicher haben. „Die festen sclerenchymreichen Blätter verrotten langsam, so dass nach kurzer Zeit ein undurchdringlicher Filz aus Streu entsteht, der potentiellen Konkurrenten das Eindringen in den Bestand erschwert.“

BOSSLER & SUSZKA (1988) haben in Osnabrück 5 Holzzement- und 3 Kiesflachdächer untersucht. Die Holzzementdächer entstanden zwischen 1892 und 1902. Die Kiesflachdächer wurden 1964, 1967 und 1968 gebaut. „Auf den Holzzementdächern entwickelten sich aus 8 bis 15 cm starken Sandschichten Pararendsinen. Auf den Flachdächern befand sich die Bodenbildung noch im Anfangsstadium“. Sie kommen zu folgendem Schluss: „Auf den Kiesdächern überwiegen die Moos- und *Sedum*-Gemeinschaften. Auf den Holzzementdächern kommen in Abhängigkeit von der Substrathöhe verschiedene Varianten des *Poa compressa*-Rasens vor.“ Auf gestörten Dachflächen entwickeln sich mehr oder weniger kurzlebige Ruderalgesellschaften.

Eine Clusteranalyse ergab folgende Gruppen:

1. *Sedum acre* und *Arenaria serpyllifolia*;
2. *Cerastium arvense*, *Crepis capillaris*, *Plantago major*, *Poa annua*, *Taraxacum officinale*, *Sonchus asper*, *Conyza canadensis*, *Sedum album*;
3. *Bromus tectorum*, *B. mollis*, *Echium vulgare*, *Trifolium arvense*, *Setaria viridis*;
4. *Rumex acetosella*, *Apera spica-venti*, *Poa compressa*.

Die beiden Arten der Gruppe 1 sind sowohl auf den Kiesdächern als auch auf den Holzzementdächern mehrfach vertreten, wobei *Sedum acre* die häufigere Art ist. Die Arten der Gruppe 2 treten vorwiegend auf den Kiesflachdächern in den gestörten Flächen auf, die Arten der Gruppen 3 und 4 vorwiegend auf den Holzzementdächern.

3.1.4. Schlußfolgerungen

Durch die Ähnlichkeit des Substrats sind Ähnlichkeiten der Flora zwischen Kies- oder Sanddächern (ohne oder mit geringen pflegerischen Eingriffen) und der Spontanflora der Dachgärten gegeben. Die Bepflanzung vorwiegend oder ausschließlich mit *Sedum*-Arten lässt genug offenen Boden für die Ansiedlung einer Spontanflora. Bei natürlicher Besiedlung nehmen *Sedum*-Bestände die flachgründigsten Stellen ein. Auf tiefgründigen Substraten sind sie nicht konkurrenzfähig. In den AKH-Dachgärten fällt auf, dass die auch auf den Wiener Kiesdächern spontanen *Sedum acre* und *S. spurium* (*Phedimus spurium*) nicht auftreten, obwohl beide nach ADLER & MRKVICKA (2003) in Wien häufig sind. Eine besondere Rolle kommt auf allen Dächern *Poa compressa* zu, die anscheinend für die Bedingungen auf Dächern präadaptiert ist.

Insgesamt ist die Spontanflora der Dachgärten des Wiener AKHs deutlich artenreicher als die Spontanflora von Kies- oder Sanddächern, besonders an Neophyten. Die Ursachen sind genug offener Boden zwischen den *Sedum*-Pflanzen für Neuansiedlung, verschiedene Substrate und relativ lange wenig gestörte Entwicklung der spontanen Vegetation, weiters verschiedene Standorte bezüglich Belichtung und Feuchtigkeit, reiches Angebot an Diasporen, auch von Zierpflanzen aus der umgebenden Großstadt. Zu bedenken ist weiters, dass sich die Bodenentwicklung auf Kiesdächern ausschließlich durch Staubauftrag und Pionierpflanzen (vor allem Moose) ergeben hat. Bei den Wiener Kiesdächern bedeutet das einen mindestens hundertjährigen Bodenbildungsprozess, während auf dem Allgemeinen Krankenhaus bei der Anlage der Dachgärten Substrat aufgebracht wurde.

Obwohl von uns außer Tauben und Krähen keine Vögel beobachtet wurden, kommen neben windverbreiteten Arten auch solche mit Vogelverbreitung vor, wie *Sambucus nigra*, *Celtis occidentalis* und *Juglans regia* (wohl vorwiegend von Krähen angesät). Neben windblütigen gibt es viele insektenblütige Pflanzen. Trotz der großen Höhen konnten wir Hummeln und Honigbienen beobachten (Fotos im Anhang). Durch die Erneuerung der Dachflächen kommt es zu einer spontanen Neubesiedlung, wobei sich allerdings nach unseren Beobachtungen auch einige alte Arten in Nischen halten können. Weitere Beobachtungen sind geplant.

Fotos über die bisherige Entwicklung der Neuanlage (E10) – siehe Anhang.

3.2. Ergebnisse: Moose

Die Anzahl von 34 Moosarten (siehe Tabelle 6 - Liste der Moosarten), darunter fünf gefährdete Arten, ist für einen anthropogenen Standort hoch. Interessant ist, dass ausschließlich Laubmoose vorkommen und kein einziges Lebermoos. Dies ist auf den erhöhten Feuchtigkeitsbedarf folioser Lebermoose zurückzuführen und im Pannonikum kein außergewöhnliches Phänomen (siehe auch ZECHMEISTER 2005). Es dominieren Arten, welche in der Naturlandschaft im Bereich von Trockenrasen anzutreffen sind (z. B. *Didymodon acutus*, *Homalothecium lutescens*, *Phascum cuspidatum* var. *piliferum*, *Weissia longifolia*). Daneben treten Arten reichlich auf, die entweder klassische Stadtarten sind (z. B. *Ceratodon purpureus*, *Bryum argenteum*) oder Moose, die gehäuft in Brachen oder extensiver Kulturlandschaft (z. B. im Weinbau) zu finden sind (z. B. *Barbula convoluta*, *Bryum caespitium*, *Didymodon fallax* u. a.).

Tabelle 6: Vorkommen der Moosarten auf den 3 Dachebenen des AKHs.

RLA – Rote Liste der Laubmoose Österreichs von GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999).

RL – NOE – Rote Liste der Moose Niederösterreichs von ZECHMEISTER et al. (2013).

Art (Teil 1)	RL A	RL NOE	E8				E10			E12		
			Rinne	Fläche	Ziegelsplit	Schattenstreifen	süd	nord	ost	süd	Mitte	ost
<i>Acaulon muticum</i> (Hedw.) Müll.Hal.	2	EN	x							x		
<i>Amblystegium serpens</i> (L. ex Hedw.) Schimp.		LC	x			x						
<i>Aloina rigida</i> (Hedw.) Limpr.	3	VU								x		
<i>Barbula convoluta</i> Hedw.		LC	x	x			x			x	x	x
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.		LC									x	
<i>Brachythecium glareosum</i> (Bruch ex Spruce) Schimp. var. <i>glareosum</i>		LC									x	
<i>Brachythecium rutabulum</i> (L. ex Hedw.) Schimp.		LC				x						
<i>Bryum amblyodon</i> Müll.Hal.		VU-R										x
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.		LC			x				x			
<i>Bryum caespitium</i> Hedw.		LC	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Bryum capillare</i> Hedw.		LC		x		x						
<i>Bryum creberrimum</i> Taylor		LC										
<i>Bryum moravicum</i> Podp.		LC						x				
<i>Bryum intermedium</i> (Brid.) Blandow	3	DD								x		
<i>Bryum rubens</i> Mitt.		LC								x		
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.		LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cirriphyllum piliferum</i> (Schreb. ex Hedw.) Grout		LC									x	
<i>Didymodon acutus</i> (Brid.) K. Saito var. <i>acutus</i>	3	LC		x			x		x	x		x
<i>Didymodon fallax</i> (Hedw.) R.H.Zander		LC	x	x			x	x		x		
Art (Teil 2)	RL A	RL NOE	E8				E10			E12		

			Rinne	Fläche	Ziegelsplitt	Schattenstreifen	süd	nord	ost	süd	Mitte	ost
<i>Didymodon ferrugineus</i> (Schimp. ex Besch.) M.O.Hill		LC				x	x					
<i>Encalypta streptocarpa</i> Hedw.		LC				x	x				x	x
<i>Entodon concinnus</i> (De Not.) Paris		LC										x
<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) H.Rob.		LC	x									
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw. var. <i>cupressiforme</i>		LC				x				x		
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>lacunosum</i> Brid.		LC										x
<i>Phascum cuspidatum</i> var. <i>piliferum</i> (Hedw.) Hook. & Taylor		NT								x		
<i>Plagiomnium cuspidatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.		LC				x						
<i>Pottia lanceolata</i> (Hedw.) Müll.Hal.	3	VU								x		
<i>Rhizomnium punctatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.		LC				x						
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i> (Blandow ex F.Weber & D.Mohr) Schimp.	0	LC		x						x		
<i>Tortella inclinata</i> (R.Hedw.) Limpr.		LC		x			x			x	x	x
<i>Tortella tortuosa</i> (Ehrh. ex Hedw.) Limpr.		LC										x
<i>Weissia brachycarpa</i> (Nees & Hornsch.) Jur.		NT								x		
<i>Weissia longifolia</i> Mitt.		VU									x	

Unter den Trockenrasenarten sind besonders *Aloina rigida* (RL 3/VU) und *Brachythecium intermedium* (RL 3/VU) als selten hervorzuheben. Reichlich vertreten ist die klassische Trockenrasenart *Tortella inclinata*, die auch bereits auf anderen Dachflächen als dominierende Art gefunden wurde (ZECHMEISTER 1992). Interessant ist das Vorkommen der submediterranen Art *Rhynchostegium megapolitanum*, welche in der RL Österreich noch mit ausgestorben bewertet wird, sich aber offensichtlich in den letzten 20 Jahren beständig im Osten Österreichs ausbreitet und hier einen Schwerpunkt in ruderalisierten Trockenrasen findet (siehe auch ZECHMEISTER et al. 2007). Dachflächen sind allerdings ein bislang unbekannter Standort. *R. megapolitanum* wird in der aktuellen RL von NÖ (ZECHMEISTER et al. 2013) nur mehr mit LC (ungefährdet) eingestuft.

Unter den Ruderalarten sind besonders *Acaulon muticum* (RL 2/EN) und *Pottia lanceolata* (RL 3/VU) hervorzuheben.

Ubiquistische Moose (z. B. *Barbula unguiculata*, *Brachythecium rutabulum*, *Cirriphyllum piliferum*, *Hypnum cupressiforme*) spielen im Gegensatz zum übrigen Stadtgebiet nur eine geringe Rolle. Auch dieser Umstand unterstreicht die Besonderheit trockener, ruderaler Flachdächer.

Die Moosartenflora ist auf offenen, neu angelegten Flächen stark vom pH-Wert des Untergrundes abhängig. Einerseits tritt die saure Serie mit *Ceratodon purpureus* auf, andererseits finden sich in manchen Bereichen typische Kalkzeiger (z. B. *Encalypta streptocarpa*, *Tortella tortuosa*). Mit zuneh-

mender Humusbildung wechselt die Moosflora stark und in Bezug auf-pH Wert indifferente Arten treten auf. In diesen Flächen beginnen auch pleurokarpe Arten (z. B. *Homalothecium lutescens*) bzw. langlebige akrokarpe Arten (z. B. *Bryum amblyodon*) zu dominieren. Ein entscheidender Faktor für die Moosdichte ist auch die Konkurrenz Höherer Pflanzen, die aber auf den meisten Flächen (noch) gering ist.

Die Substratvielfalt und das unterschiedliche Alter der einzelnen Flächen sind maßgeblich für die große Artenzahl entscheidend.

Danksagung

Wir danken: Frau Dipl. Ing. HELGA SALCHEGGER, Fachschule für Obst-, Wein- und Gartenbau, Laimburg bei Bozen und Herrn Dr. PAOLO ABRAM, Stadtgärtnerei Bozen für die sachkundige Einführung in die Problematik von Dachgärten; der Firma VAMED (Techn. Direktoren Ing. PETER CSUKOVITS und Dip.Ing. SIEGFRIED GIERLINGER) für die Erlaubnis, die Dachgärten betreten zu dürfen, insbesondere Herrn JOHANN SCHIMETICH und seinem Team für die Betreuung; der Firma ENZENHOFER (Linz, Österreich) - betraut mit der Neubepflanzung der Dachflächen - für die zur Verfügungstellung ihrer Pflanzliste.

Literatur

- ADLER, W. & MRKVICKA, A. (2003): Die Flora Wiens gestern und heute. – Verlag des Naturhistorischen Museums Wien: 831 pp.
- BORNKAMM, R. (1961): Vegetation und Vegetationsentwicklung auf Kiesdächern. – Vegetatio X: 1–24.
- BOSSLER, S. & SUSZKA, B. (1988): Spontanvegetation auf Dächern in Osnabrück. – Das Gartenamt 37: 209–223.
- DARIUS, F. & DREPPER, J. (1984): Rasendächer in Westberlin, Ökologische Untersuchungen auf alten Berliner Kiesdächern. – Das Gartenamt 33: 309–315.
- FISCHER, M., OSWALD, K. & ADLER, W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Aufl. – Linz: Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberöstr. Landesmuseen: 1392 pp.
- FITSCHEN, J. (1994): Gehölzflora. 10. Aufl. – Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg. Wiesbaden.
- GOOGLE-EARTH: Luftbildbildaufnahme AKH-Wien.
- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs. – In: NIKLFELD, H. (Ed.), Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs: 157–171, Austria Medien Service: Wien.
- KÖCKINGER, H., SCHRÖCK, C., KRISAI, R. & ZECHMEISTER, H.G. (2013): Checkliste der Moose Österreichs. – <http://131.130.59.133/projekte/moose/> (06.09.2013).
- ROLOFF, A. & BÄRTELS, A. (2008): Flora der Gehölze. 3. Aufl. – Eugen Ulmer KG, Stuttgart (Hohenheim): 855 pp.
- ROTHMALER (Begr.) & JÄGER, E. (Hrsg.) (2011): Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen: Grundband. – 20. Aufl.; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 930 pp.
- ZECHMEISTER, H. (1992): Die Vegetation auf Flachdächern von Großbauten aus der Jahrhundertwende. – Tuexenia 12: 307–314.

-
- ZECHMEISTER, H. (undatiert): Dachgärten in Wien. – Zwischenbericht (nicht publiziert): 32 pp.
- ZECHMEISTER, H.G. (2005): Die Moosflora im Natura 2000 Gebiet "Neusiedlersee", unter besonderer Berücksichtigung der Salzwiesen im Seewinkel. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 141: 43–62.
- ZECHMEISTER; H.G., MOSER; D., MILASOWSZKY, N. (2007): Spatial distribution patterns of *Rhynchosstegium megapolitanum* at the landscape scale - an expanding species? – Applied Vegetation Science 10: 111–120.
- ZECHMEISTER H.G., HAGEL, H., GENDO, A., OSVALDIK, V., PATEK, M., PRINZ, M., SCHRÖCK, C., KÖCKINGER, H. (2013): Die Rote Liste der Moose Niederösterreichs. – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischem Landesmuseum 24: 7–126.

Autoren:

Dipl.Ing. Hildegard Burgstaller
Eroicagasse 30
A-1190 Wien
E-Mail: hildegard.burgstaller@aon.at

Dr. Erich Hübl
Hutweidengasse 46/12
A-1190 Wien
E-Mail: erich.huebl@chello.at

Uni.-Doz. Dr. Harald G. Zechmeister
University of Vienna
Faculty of Life Science
Rennweg 14
A-1030 Vienna
E-Mail: harald.zechmeister@univie.ac.at

Anhang: Abbildungen

I. Feuchtwarme Sonderstandorte im Winter



Abb. 1: Kondensierter Wasserdampf um Entlüftungsröhr.

Condensed steam around a tube of the ventilating system.



Abb. 2: Schneefreie Insel um Austrittsstelle von Warmluft.

Area without snow around the plot of escaping warm air.



Abb. 3: Grüne Insel im Winter um Austrittsstelle von Warmluft.

Green island around the plot of escaping warm air during winter.



Abb. 4: Schneefreies Areal entlang einer warmen Wand.

Area without snow along a warm wall.



Abb. 5: Stelle mit waagrecht austretender Warmluft.

Point of horizontal escaping warm air.



Abb. 6: (01.2012) Die Warmluft und das Kondenswasser ermöglichten die Ansiedlung von Pflanzen mit verschiedenen Reaktionen auf die Jahreszeiten: *Buddleja davidii* wintergrün, waagrecht wachsend, am rechten Rand aufrecht, aber im Bereich der Warmluft bleibend, *Salix caprea* aufrecht wachsend und grün bleibend, *Thelypteris palustris* mit eingetrockneten Wedeln.

Warm air and the water of condensation enabled the colonization by plants with different reactions to the seasons of the year: *Buddleja davidii* remaining green during winter, growing horizontal, to the

right growing erect, but remaining in the warm and humid zone of the air. *Salix caprea* growing erect and resting green during the winter; *Thelypteris palustris* with dried fronds.



Abb. 7: *Thelypteris palustris* mit grünen Wedeln.

Thelypteris palustris with green fronds. (05.2012)



Abb. 8: *Buddleja davidii* (10.2012) blühend und *Thelypteris palustris* beginnt einzuziehen.

Buddleja davidii flowering, *Thelypteris palustris* with partly dried fronds.



2\



b) 03.2012



c) 05.2012

Abb. 9: *Salix caprea* bleibt im Winter grün, im März beginnen die Blätter einzutrocknen, im Mai hat sich ein neuer Spross gebildet.

Salix caprea remaining with green leaves in winter, in March the leaves begin to dry, in May a new shoot was built.

II. Nassstelle

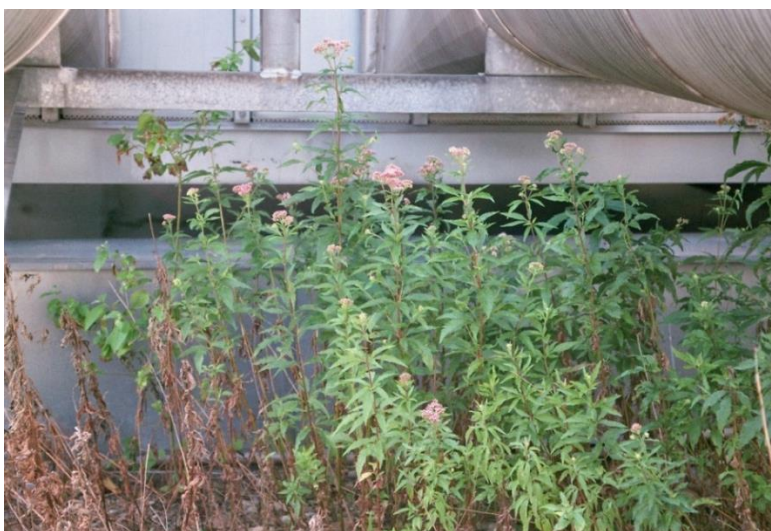


Abb. 1: *Eupatorium cannabinum* (07.2010) in Nische mit Wasseraustritt.

Eupatorium cannabinum in a place with exhausting water.

III. Entwicklung einer Neuanlage (2011 – 2013)



Abb. 1: Mit Zellulose befestigte *Sedum*-Sprosse auf Blähschiefer.

Sedum sprouts fixed with cellulose on expanded slate.



Abb. 2: Neuanlage nach 2 Monaten mit *Erodium cicutarium*.

Reconstructed area after 2 months with *Erodium cicutarium*.



Abb. 3: Neuanlage nach 1 Jahr.
Reconstructed area after 1 year (10.2012).



a) *Conyza canadensis* (02.2013)



b) *Melilotus officinalis* (06.2013).

Abb. 4: Neuanlage nach 2 Jahren.
Reconstructed area after 2 years.

IV. Gefäßpflanzen



a) 06.2013



b) 04.2013

Abb. 1: *Achillea millefolium* agg.



a) 05.2013



b) 08.2011

Abb. 2: *Acinos arvensis*.



Abb. 3: *Ailanthus altissima* (08.2012).



Abb. 4: *Allium angulosum* (06.2013).



a) 08.2012



b) 05.2013

Abb. 5: *Allium schoenoprasum*.



a) 08.2012



b) 10.2012

Abb. 6: *Ambrosia artemisiifolia*.



Abb. 7: *Anagallis arvensis* (06.2013).



Abb. 8: *Anthemis tinctoria* (06.2013).



Abb. 9: *Arenaria serpyllifolia* (04.2013).



a) 01.2012

Abb. 10: *Artemisia vulgaris*.



b) 08.2013



Abb. 11: *Betula pendula* (08.2012).



a) 05.2013



b) 06.2013

Abb. 12: *Bromus tectorum*.



Abb. 13: *Buddleja davidii* (07.2011).



Abb. 14: *Calamagrostis epigejos* (10.2012).



a) 07.2010



b) 04.2013

Abb. 15: *Carduus acanthoides*.



a) 07.2010



b) 04.2012

Abb. 16: *Caryopteris x clandonensis*.



Abb. 17: *Celtis occidentalis* (08.2012).

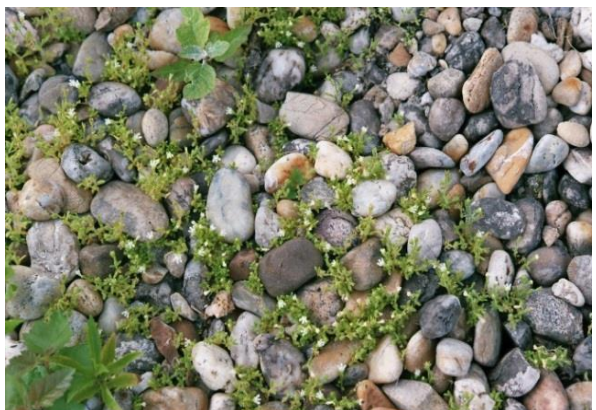


Abb. 18: *Cerastium pumilum* (04.2013).



a) 07.2010

Abb. 19: *Chaenorbinum minus*.



b) 06.2013



a) 04.2013



b) 07.2013

Abb. 20: *Cirsium arvense*.



a) 10.2012



b) 07.2010

Abb. 21: *Cirsium eriophorum*.



a) 10.2012



b) 08.2012

Abb. 22: *Cirsium vulgare*.



Abb. 23: *Clematis vitalba* (07.2010).



Abb. 24: *Conyza canadensis* (10.2012).



Abb. 25: *Cornus sanguinea* (05.2013).



a) 09.2012



b) 01.2013



c) 04.2013

Abb. 26: *Cotoneaster dielsianus*.



Abb. 27: *Crepis foetida* (06.2013).



Abb. 28: *Crepis tectorum* (06.2013)



a) 02.2013

Abb. 29: *Daucus carota*.



b) 06.2012



Abb. 30: *Draba spatulata* (04.2013).



Abb. 31: *Draba verna* (04.2013).



a) 07.2010



b) 10.2012

Abb. 32: *Echium vulgare*.



Abb. 33: *Epilobium angustifolium* (06.2013).



Abb. 34: *Erigeron acris* (05.2013).



a) 06.2013



b) 10.2012



c) 01.2012

Abb. 35: *Erigeron annuus*.



a) 04.2013

Abb. 36: *Erodium cicutarium*.



b) 04.2013



Abb. 37: *Fallopia convolvulus* (06.2013).



Abb. 38: *Galinsoga parviflora* (10.2012).



a) 04.2013



b) 05.2013

Abb. 39: *Hieracium pilosella*.



Abb. 40: *Hypericum perforatum* (07.2010).



Abb. 41: *Lactuca serriola* (06.2013).



Abb. 42: *Lamium album* (04.2013).



Abb. 43: *Lamium amplexicaule* (04.2013).



Abb. 44: *Lavandula angustifolia* (07.2010).



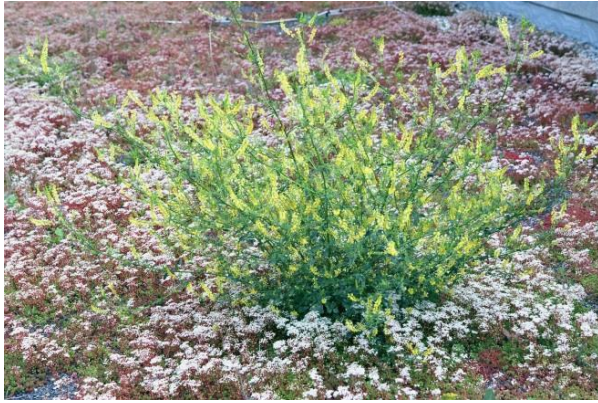
Abb. 45: *Leontodon hispidus* (06.2012).



Abb. 46: *Medicago lupulina* (06.2013).



Abb. 47: *Melilotus albus* (06.2013).



a) 06.2013



b) 06.2013

Abb. 48: *Melilotus officinalis* (a - Neuanlage /reconstructed area, b – alte Anlage / old garden).



Abb. 49: *Microthlaspi perfoliatum* (04.2013).



Abb. 50: *Morus alba* (08.2012).



Abb. 51: *Mycelis muralis* (06.2013).



Abb. 52: *Origanum vulgare* (07.2012).



Abb. 53: *Papaver dubium* (06.2013).



Abb. 54: *Papaver rhoeas* (06.2013).



Abb. 55: *Parthenocissus inserta* (06.2013) Rotfärbung der Blätter wegen extremer Trockenheit.
Red leaves because of extrem aridity.



Abb. 56: *Parthenocissus tricuspidata* (06.2013).



Abb. 57: *Persicaria lapathifolia* (06.2013).



a) 04.2013



b) 07.2010

Abb. 58: *Plantago media*.



Abb. 59: *Poa compressa* (06.2013).



Abb. 60: *Populus alba* (07.2010).



Abb. 61: *Populus nigra* (08.2012).



Abb. 62: *Prunella vulgaris* (06.2013).



Abb. 63: *Reseda lutea* (04.2013).



Abb. 64: *Salix caprea* (04.2013).



Abb. 65: *Saxifraga tridactylites* (04.2013).



a) 01.2012

Abb. 66: *Scabiosa ochroleuca*.



b) 07.2010



a) 06.2013



b) 06.2013

Abb. 67: *Securigera varia*.



Abb. 68: *Senecio vulgaris* (04.2013).



a) 06.2013



b) 08.2012

Abb. 69: *Setaria viridis*: Figur durch Absterben im Zentrum und Ansammlung am Rand.

Appearance: dying plants in the center and newcomers on the border.



Abb. 70: *Sisymbrium orientale* (06.2013).



a) 07.2010

Abb. 71: *Solanum dulcamara*.



b) 09.2010



Abb. 72: *Solanum nigrum* (08.2012).



Abb. 73: *Solanum villosum* s.l. (09.2012).



Abb. 74: *Sonchus oleraceus* (05.2012).



a) 06.2013

Abb. 75: *Stachys annua*.



b) 05.2013



a) 04.2013



b) 04.2013

Abb. 76: *Stellaria media*.



Abb. 77: *Taraxacum sect. Ruderalia* (04.2013).



Abb. 78: *Trifolium campestre* (05.2013).



Abb. 79: *Trifolium hybridum* (06.2013).



Abb. 80: *Trifolium pratense* (06.2013).



Abb. 81: *Trifolium repens* (06.2013).



a) 06.2013

Abb. 82: *Tripleurospermum inodorum*.



b) 04.2013



Abb. 83: *Tussilago farfara* (04.2013).



Abb. 84: *Ulmus glabra* (05.2013).



Abb. 85: *Valerianella locusta* (04.2013).



Abb. 86: *Veronica hederifolia* (04.2013).



Abb. 87: *Veronica persica* (06.2013).



Abb. 88: *Veronica praecox* (04.2013).



Abb. 89: *Veronica triloba* (04.2013).



Abb. 90: *Vicia angustifolia* (05.2013).



a) 02.2012

Abb. 91: *Vicia hirsuta*.



b) 05.2013



Abb. 92: *Vicia sepium* (05.2013).



a) 04.2013



b) 04.2013

Abb. 93: *Viola arvensis*.

V. Tiere auf den AKH-Dachgärten



Abb. 1: Krähe / crow.



Abb. 2: Schnecke / snail.



Abb. 3: Hummel / bumble-bee.

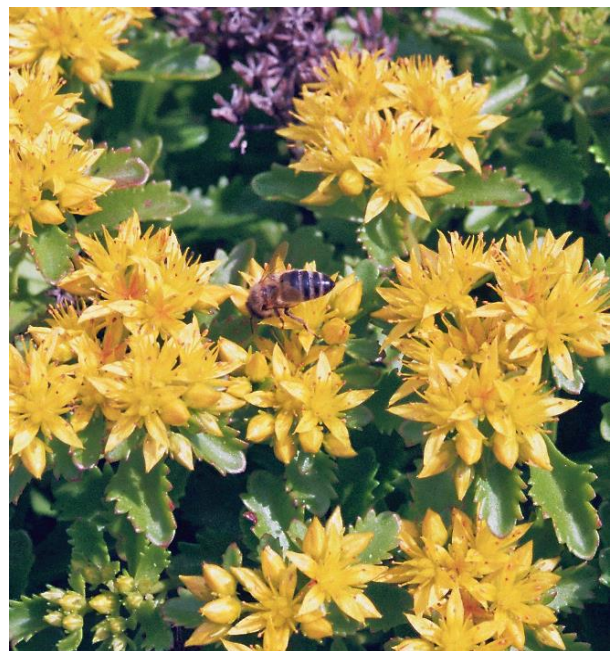


Abb. 4: Honigbiene / honey-bee.

Symbole der Mittelmeervegetation und ihre Nachahmung im Gebiet nördlich der Alpen

Hansjörg Küster

1. Zusammenfassung

Die Landschaft am Mittelmeer wurde frühzeitig in eine Kulturlandschaft überführt. Einzelne Gebiete konnten nicht von Ackerbauern, sondern nur von Hirten genutzt werden. Diese Gebiete wurden als besonders malerisch empfunden und als „Arkadien“ bezeichnet. Ehemals beweidete Gebiete nördlich der Alpen wurden ebenfalls als „Arkadien“ oder „Paradies“ bezeichnet. Viele wurden unter Naturschutz gestellt. Man pflanzte auch Gewächse, die an Vorbilder (Pinien, Zypressen) aus dem Mittelmeergebiet erinnerten, um ein „Arkadien“ nördlich der Alpen zu schaffen.

2. Summary

The Mediterranean landscape was transformed to a cultural landscape very early. Some areas were not cultivated by farmers, but peasants utilized them with their flocks of sheep and goats. Many of these areas were regarded to be picturesque and regarded as “Arcadia” or “Paradise”. North of the Alps, formerly grazed areas were protected as well. Trees were planted which reminded to Mediterranean trees such as *Pinus pinea* and *Cupressus sempervirens*.

Keywords: Mediterranean landscape – Arcadia – Paradise – *Pinus pinea* – *Cupressus sempervirens*

3. Transformation der Mittelmeerlandschaft

Von der ursprünglichen Waldvegetation unmittelbar am Mittelmeer haben sich nach sehr langer und intensiver Landnutzung nur kleine Reste erhalten. Mutmaßlich gab es in Meeresnähe ursprünglich Steineichenwälder (Abb. 1). Die Küstenebenen am Mittelmeer mit ihren tiefgründigen, fruchtbaren Böden wurden von Ackerbauern frühzeitig in Kultur genommen. Dabei wurden Kulturpflanzen aus dem Nahen Osten an das Mittelmeer transferiert. Damit Getreide und andere Kulturpflanzen angebaut werden konnten, beseitigte man die Wälder. Denn die Kulturpflanzen aus dem Nahen Osten brauchen für ihre Entwicklung die volle Sonnenbestrahlung, und man kann vor allem Getreide nur dann ernten, wenn es vorher von der heißen Sommersonne ausreichend getrocknet worden war. Diese beiden Prozesse konnten nur außerhalb von Wäldern ablaufen. Steineichenwälder hielten sich nur an ganz wenigen Orten.

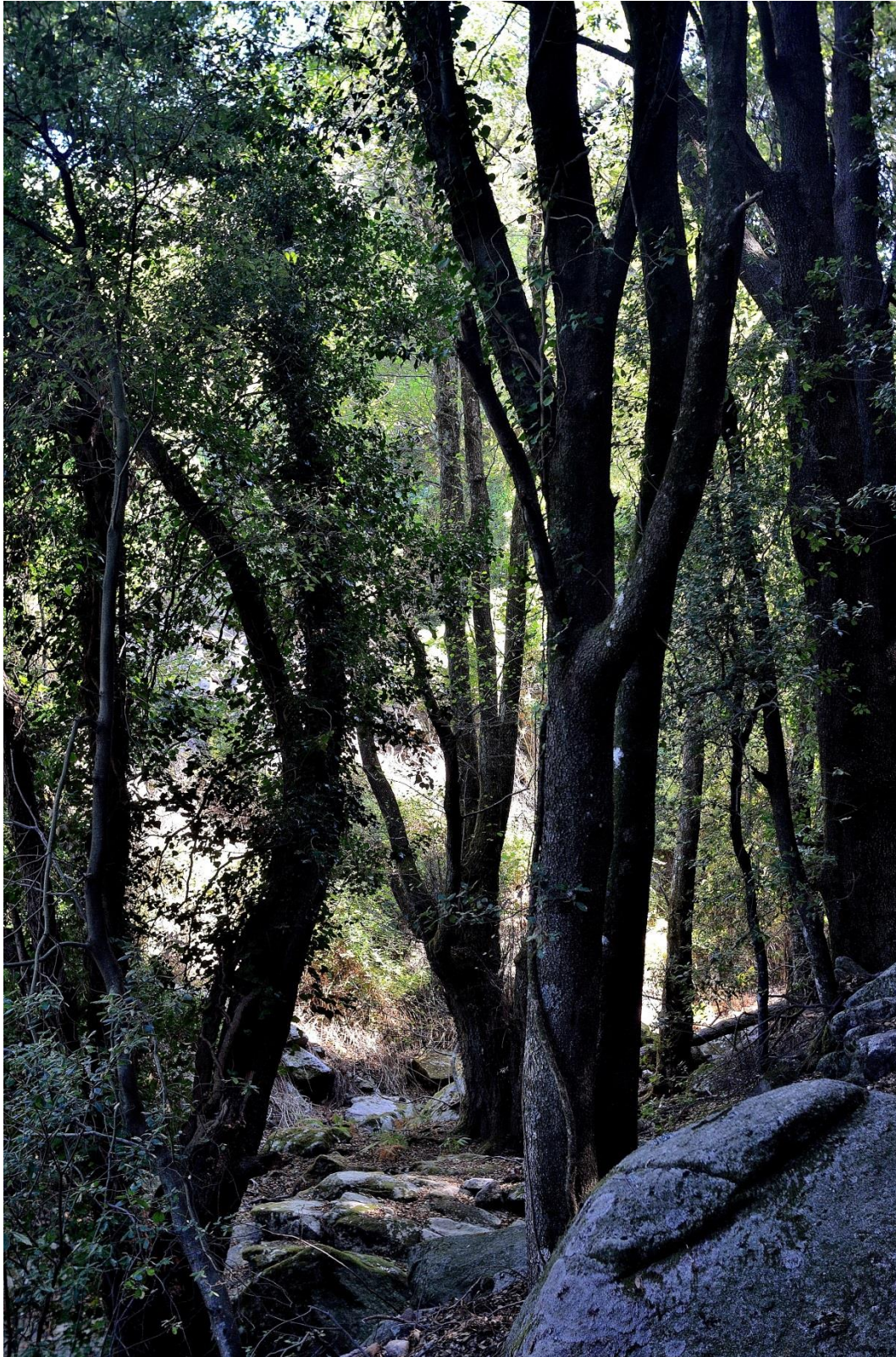


Abb. 1: Steineichenwald auf Elba. Foto: Hansjörg Küster.

Zur Tierhaltung ließen sich die für das Mittelmeergebiet typischen steilen Hänge nutzen. Vor allem durch Ziegen wurde der Gehölzbewuchs stark zurückgedrängt. Daher drohte ständig

Bodenerosion; bei heftigen Regengüssen, die für das Mittelmeergebiet typisch sind, wurde dann der von Vegetation entblößte Oberboden abgetragen. Die Hänge wurden devastiert, aber das erodierte Bodenmaterial sammelte sich in den Küstenebenen an, so dass dort zwar immer wieder Schlammmassen die bestehenden Ackerbaukulturen unter sich begruben, langfristig aber vielerorts die Bodenfruchtbarkeit zunahm. Die Bedingungen für die Landwirtschaft verbesserten sich in den Küstenebenen, an den Hängen aber verschlechterten sie sich. Daraus resultierte ein für das Mittelmeergebiet besonders charakteristischer landschaftlicher Gegensatz zwischen fruchtbaren Ackerbaugebieten in den Küstenebenen und steilen, unfruchtbaren Berghängen im Umland, wo Hirten ihre Herden weiden ließen (BRAUDEL 1990).

Die kahlen Hänge ließen sich zusätzlich nutzen, indem man auf ihnen Ölbäume, Pinien, verschiedene Sträucher und Gewürzkräuter anbaute. Manche dieser Pflanzen verwilderten, so dass Grenzen zwischen aktuellen oder früheren Gärten und dem Umland verwischt wurden.

Diese Gegensätze faszinieren viele Mittelmeerbesucher seit langer Zeit: Sie blicken auf das enge Nebeneinander aus kahlen Berghängen, kleinen, eng begrenzten Küstenebenen, die besiedelt und agrarisch bewirtschaftet wurden, und dem blauen Meer.

4. Von Arkadien zum Landschaftspark

Während sich die Küstenebenen am Mittelmeer zu frühen Zentren der Zivilisation entwickelten, blieben die umliegenden Gebirgsgegenden in ihrer Entwicklung zurück. Die dort lebenden Hirten schienen schon zu antiker Zeit Protagonisten einer „guten alten Zeit“ zu sein, die in und mit der „Natur“ lebten. Unter „Natur“ wurde dabei eine Umwelt verstanden, die weniger hoch entwickelt war als diejenige der dicht besiedelten Küstenregionen. Das Leben der Hirten in den Bergen wurde bereits zur Zeit der altgriechischen Hochkulturen als Ideal verherrlicht: Man blickte vor allem auf die Hirten in der Landschaft Arkadien auf der Peloponnes.

Zu römischer Zeit besang Vergil diese Hirten. Er transformierte aber den Landschaftsnamen „Arkadien“ nach Süditalien, wo man ähnliche extensive und übernutzte Gegenden sehen konnte wie auf der Peloponnes, in denen ausschließlich Hirten mit ihren Herden das Land nutzten. Vergil war damit vielleicht der erste, der einen Landschaftsnamen als ein Ideal von einem Ort zum anderen übertrug (vgl. KÜSTER 2012). Dies geschah in späterer Zeit immer wieder, etwa mit dem Begriff „Schweiz“, aber auch mit dem Begriff „Arkadien“. Immer wieder wurden arkadische Landschaften von Dichtern besungen und von Malern, etwa von Claude Lorrain, bildnerisch dargestellt; diese Landschaften hatten mit dem ursprünglichen Arkadien aus geographischer Sicht nichts zu tun, und es war für die Künstler auch nicht entscheidend, ihr „Arkadien“ in Süditalien oder an einem anderen konkreten Ort zu lokalisieren. Es war eine ideale Landschaft, die nicht an einem konkreten Ort existieren musste.

Im 18. Jahrhundert entdeckte man die Schönheit mitteleuropäischer Weidelandschaften. Sie wurden seit dieser Zeit mit Paradiesen verglichen: Die Paradiesdarstellung von Dominikus Zimmermann in der Wallfahrtskirche von Steinhausen im Landkreis Biberach, in der Zeit um 1730 entstanden, könnte ebenso eine Darstellung einer arkadischen Hirtenszene sein: Tiere weiden zwischen einzeln stehenden Bäumen, denen die unteren Äste fehlen, weil sie von den Tieren abgefressen wurden (Abb. 2).



Abb. 2: Darstellung des Paradieses als Deckengemälde der Wallfahrtskirche von Steinhausen, Landkreis Biberach, von Dominikus Zimmermann, um 1730. Foto: Hansjörg Küster.

In der 2. Hälfte des 18. Jahrhunderts begann man, von Hirten genutzte konkrete Weidelandschaften mit Arkadien oder einem Paradies zu vergleichen, etwa die Lüneburger Heide. Der aus der Schweiz stammende Göttinger Professor Jean André De Luc, ein Bekannter von Jean-Jacques Rousseau, besuchte 1781 die Lüneburger Heide und berichtete darüber: „Ich hab das Vergnügen gehabt, neue Gräben in den Heiden ziehen zu sehen: ein Schauspiel, das für mich eben so viel war, als ob ich neue Menschen entspringen sähe. Vorzüglich bemerkte ich einen jungen Mann und seine Gattinn [sic], die mit dem größten Eifer beschäftigt waren, er, den Graben tiefer zu machen, und sie, die ausgehobne Erde hineinwärts zu werfen. Sogleich stellte sich mir die ganze Geschichte dieses Paares und seiner Nachkommenschaft dar, und ich glaubte in ihnen unsere ersten Stammeltern zu sehen“ (vgl. KÜSTER 2011). Die Lüneburger Heide, die zuvor übel beleumundet gewesen war, weil man sie in ihrer zuvor übernutzten Form nicht weiter bäuerlich bewirtschaften konnte, wurde nun positiv gesehen, und zwar als ein Ideal von Natur, in dem scheinbar die „ersten Stammeltern“, also die ersten Menschen oder, wenn man so will, „edle Wilde“, das Land bestellten. Es entwickelte sich ein eigener Blick auf die Lüneburger Heide, die sogar als „Inbegriff“ von „Natur“ gesehen wurde, obwohl dieses Land sein Aussehen ja nicht auf der Grundlage natürlicher Entwicklungen, sondern durch Übernutzungen des Menschen angenommen hatte (vgl. KIENDL 1998).

Zur gleichen Zeit begann man, Parkanlagen auf neue Weise zu gestalten. Für sie wurde nach dem Ende des Siebenjährigen Krieges die von Hirten geprägte englische Landschaft zum Ideal, mit Landhäusern, die den Villenarchitekturen Andrea Palladios nachempfunden waren. Nachgeahmt wurden dabei sowohl englische Landschaften als auch deren „klassische“ bzw. „italienische“ Vorbilder aus antiker Zeit, die Andrea Palladio und andere Renaissancearchitekten beeinflusst hatten. Besonders große Wirkung ging seit der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts von der

Gestaltung des Gartenreiches Dessau-Wörlitz durch Leopold III. Ludwig Franz von Anhalt-Dessau aus (KÜSTER & HOPPE 2010).

5. Pinien und Schwarzkiefern

Eine für Landschaften am Mittelmeer besonders charakteristische Pflanze ist die Pinie (*Pinus pinea*). Diese Baumart kam aber ursprünglich wohl nicht im gesamten Mittelmeergebiet vor, sondern nur in dessen östlichem Teil. Wie viele andere Gewächse wurde auch die Pinie in antiker Zeit vom Menschen in alle Teile des Mittelmeergebietes gebracht; Gleiches gilt für den Ölbaum, der kein natürliches Element der mediterranen Pflanzenwelt ist, sondern erst durch den Menschen ins gesamte Mittelmeergebiet gebracht wurde (KÜSTER 2013). Von Natur aus haben Pinien nicht ihre als besonders charakteristisch geltende Form mit schirmartiger Krone. Diese Form entwickelte sich erst bei der speziellen Kultur des Baumes: Man schlug den Bäumen die unteren Äste ab, um einen stärkeren Zapfenansatz zu induzieren (Abb. 3). Pinien mit ausladenden, flachen Kronen konnten zudem besser abgeerntet werden (KISLEV 1988).



Abb. 3: Pinie (*Pinus pinea*) auf Elba, der die unteren Äste abgeschlagen wurden. Foto: Hansjörg Küster.

Pinien ließen sich nicht nur direkt am Mittelmeer pflanzen, sondern auch beispielsweise an den norditalienischen Seen. Dort wird mit gepflanzten Pinien, denen die unteren Äste abgenommen wurden, ein Eindruck mediterraner Landschaft „erzeugt“. In Mitteleuropa wachsen Pinien aber aus klimatischen Gründen nicht. Man pflanzte dort seit dem 18. Jahrhundert die ebenfalls aus dem Umfeld des Mittelmeergebietes stammenden Schwarzkiefern (*Pinus nigra*) an, die weniger

empfindlich gegen das nördliche Klima sind. Man kann, wenn man dort einen „mediterranen“ Landschaftseindruck hervorrufen will, den Bäumen ebenfalls die unteren Äste abschneiden, so dass wenigstens in Ansätzen eine schirmförmige Krone zu Stande kommt (Abb. 4). Im Gartenbau erhält man eine Schwarzkiefernsorte, die bezeichnenderweise „*Pinus nigra toskana*“ genannt wurde (<http://www.botanic-international.eu/Images/Pinus/Pinus%20nigra%20toskana%20gruppe%20hoch.jpg>; zuletzt abgerufen am 18.4.2014). So wird es jedermann möglich, nicht nur mit seiner „Toskanischen Villa“ aus dem Fertighauskatalog, sondern auch mit seinen Bäumen im Garten den Eindruck des sonnigen Südens hervorzurufen.



Abb. 4: Schwarzkiefer an der Parkanlage des Bertings bei Wörlitz; auch diesem Baum wurden die unteren Äste abgeschlagen. Foto: Ansgar Hoppe.

6. Zypressen und Pappeln

Weitere Charakterbäume des mediterranen Gebietes sind – aus der Sicht von Besuchern aus dem Norden – die auffallend schlanken Zypressen (*Cupressus sempervirens*), die am Mittelmeer und an den norditalienischen Seen oft in Kombination mit Pinien oder auch Schwarzkiefern gepflanzt werden (Abb. 5). Seit antiker Zeit sind Zypressen Symbole der Trauer (BAUMANN 1982) und des ewigen Lebens. Man pflanzt sie seit dieser Zeit auf Friedhöfe. An ihrer Stelle verwendete man nördlich der Alpen aber andere schlanke Bäume, und zwar Lombardische Pappeln (*Populus nigra nigra*), die man auch unter dem Namen Säulenpappeln kennt. Sie wurden in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts nach Mitteleuropa gebracht und unter anderem im Park von Ermenonville und im Gartenreich Dessau-Wörlitz angepflanzt (KÜSTER & HOPPE 2010). In beiden Parkanlagen verwendete man sie in der gleichen symbolischen Bedeutung wie ihre „Vorbilder“, die

Zypressen des Mittelmeergebietes: Man pflanzte sie auf „Rousseauinseln“ mit Denkmälern, die an den verstorbenen Jean-Jacques Rousseau erinnern sollten (Abb. 6).



Abb. 5: Pinien (*Pinus pinea*) und Zypressen (*Cupressus sempervirens*) in einer Parkanlage in Florenz. Foto: Hansjörg Küster.



Abb. 6: Pappeln (*Populus nigra italica*) auf der Rousseau-Insel in den Wörlitzer Anlagen. Alte Pappeln wurden durch eine Neupflanzung ersetzt. Foto: Ansgar Hoppe.

7. Villa und Bahnhof

Im 19. Jahrhundert pflanzte man in Italien, auch an den norditalienischen Seen, Pinien und Zypressen neben neopalladianische Landhäuser, etwa neben die 1830 errichtete Villa Vigoni am Comer See (Abb. 7). Aus der gleichen Zeit stammt das Schloss von Walshausen südöstlich von Hildesheim, 1829 von Georg Ludwig Friedrich Laves erbaut (STRUCK 2002). Es wird als „italienische Villa“ bezeichnet (Abb. 8) und sollte an die Sehnsuchtslandschaft im Süden erinnern. Neben einem solchen Schlösschen konnten keine Zypressen und Pinien stehen; man pflanzte an deren Stelle Wacholder oder Eiben; auch Platanen waren beliebt. Zu einem Arkadien wurde der angrenzende Park mit seinen weit ausladenden, einzeln stehenden Bäumen, die man in ähnlicher Gestalt auch in jedem beweideten Wald finden kann.

Interessanterweise griff man im 19. Jahrhundert nicht nur beim Bau von Villen oder Schlössern auf Vorbilder Palladios und damit der Antike und der Renaissance zurück, sondern auch beim Bau von Bahnhöfen. Und auch bei ihnen findet man oft eine Bepflanzung, die an den Süden erinnern soll. In Italien stehen oft Zedern neben den Bahnhöfen. In Deutschland findet man andere Koniferen und auch Platanen neben Bahnhöfen, die unverkennbar von antiken Vorbildern geprägt sind, beispielsweise in Bückeburg. Der dortige Bahnhof wurde 1846/47 von Julius Eugen Ruhl gebaut, einem aus Hessen stammenden Architekten (Abb. 9). Neben dem Bahnhofsgebäude stehen Koniferen und Platanen und unterstützen die Ideen vom sonnigen Süden oder auch von der Antike; beim Eisenbahnbau im 19. Jahrhundert griff man möglicherweise deshalb besonders oft antike Vorbilder auf, weil Eisenbahnlinien ebenso wie römische Straßen möglichst eben geführt werden sollten; beide brauchten Viadukte und Stationen. Der wohl älteste Viadukt Deutschlands ist der Burtscheider Viadukt bei Aachen, zwischen 1838 und 1840, also in der gleichen Zeit erbaut, in der auch frühe Bahnhofsbauten eine antikisierende Gestalt erhielten. Man verband also mit dem Rückgriff auf antike Vorbilder in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts nicht nur eine Idee von Arkadien, sondern auch von einer neuen Infrastruktur, die man mit dem weiträumigen Straßennetz der Römer vergleichen konnte.

8. Landschaft und Naturschutz

Das Bild von Arkadien prägte frühe Naturschützer maßgeblich. Dies wird bei den Bemühungen um die Unterschutzstellung der Lüneburger Heide ebenso deutlich wie bei der Beschreibung von ehemals beweideten Hudewäldern. Konrad GUENTHER (1910) schrieb dazu in seinem Werk „Der Naturschutz“; es war wohl das erste Lehrbuch, das unter diesem Titel publiziert wurde: „Im Oldenburgischen sind die letzten Reste eines Hudewaldes noch heute erhalten, und immer noch darf der Bauer zwischen den Stämmen sein schwarzweißes Vieh weiden lassen. In den Pfingsttagen 1909 machte ich mich auf, um das eigenartige ‚Naturdenkmal‘ zu studieren. (...) Bald hatte ich den ‚Hasbruch‘ erreicht, und als ich durch das Holz wanderte, erblickte ich schon von weitem die braunen Massen der gewaltigen, Jahrtausende alten Eichen. (...) Zwischen den Eichen stehen weit zahlreichere und ebenfalls uralte Hainbuchen. (...) Der Hasbrucher Wald ist ein Denkmal aus altgermanischer Zeit, und er erzählt mehr von dem Leben unserer Altvordern als Wälle und Mauern. Und schön muß es in Deutschland gewesen sein, als solcher Hudewald weit und breit sich ausdehnte und zwischen den hohen Stämmen kraftstrotzende Gestalten mit ihren Rindern einherzogen.“ Auch da wird also die arkadische Welt beschrieben, die bereits Ende des 19. Jahrhunderts unter Naturschutz gestellt worden war.



Abb. 7: Pinien und Zypressen im Park der Villa Vigoni am Comer See. Foto: Hansjörg Küster.



Abb. 8: Park des Schlösschens von Walshausen südöstlich von Hildesheim. Foto: Hansjörg Küster.



Abb. 9: Bahnhof von Bückeburg. Foto: Hansjörg Küster.

Man kann allgemein feststellen, dass seit den Zeiten der klassischen Antike immer wieder diejenigen Landschaften besonders geschützt werden sollten, in denen eine Infrastruktur auf einem niedrigeren Stand entwickelt war als in der aktuellen Zivilisation, aus der heraus eine Schutzbedürftigkeit von Landschaft erkannt wurde. Diese Landschaft wurde immer wieder deswegen, weil sie weniger stark zivilisiert war, als „Natur“ bezeichnet – ebenso wie heute die ländliche Welt des 19. Jahrhunderts als „natürlich“ oder „naturnah“ oder „halbnatürlich“ verklärt wird. Es handelt sich dabei aber in keinem Fall um „Natur“, sondern um Landschaften, die einen besonderen kulturellen Wert für uns haben. Sie sind aus diesem Grund schützenswert und nicht deswegen, weil sie der Natur entsprechen oder „natürlicher“ als andere sind. Sie nicht als Landschaft zu schützen wird ihrem Charakter nicht gerecht.

Das Pflanzen von mediterranen Gewächsen in Mitteleuropa und das ersatzweise Verwenden von winterhärteren „Ersatzpflanzen“ diene und dient ebenso wie der Bau einer italienisch anmutenden Villa der Befriedigung einer Sehnsucht nach dem „Land, in dem die Zitronen blühen“.

Literatur

- BAUMANN, H. (1982): Die griechische Pflanzenwelt in Mythos, Kunst und Literatur. – Hirmer, München 1982.
- BRAUDEL, F. (1990): Das Mittelmeer und die mediterrane Welt in der Epoche Philipps II. – Fischer, Frankfurt/M..
- GUENTHER, K. (1910): Der Naturschutz. – Fehsenfeld, Freiburg i.Br..

- KIENDL, A. (1998): Reiseliteratur über die Lüneburger Heide. Vom negativen Vorurteil zum Wegbereiter des Tourismus. In: BROCKHOFF, H., WIESE, G. & WIESE, R. (Hrsg.; 1998): Ja, grün ist die Heide... Aspekte einer besonderen Landschaft. – Freilichtmuseum Rosengarten-Ehestorf: 157–178.
- KISLEV, M.E. (1988): *Pinus pinea* in agriculture, culture and cult. In: KÜSTER, H. (Hrsg.), Der prähistorische Mensch und seine Umwelt. Festschrift für Udelgard Körber-Grohne zum 65. Geburtstag. Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg 31. – Theiss, Stuttgart: 73–79.
- KÜSTER, H. (2011): Die Heide. Von der verrufenen Wüste zum Inbegriff der Natur. – Bürgerstiftung, Celle.
- KÜSTER, H. (2012): Die Entdeckung der Landschaft. Einführung in eine neue Wissenschaft. – Beck, München.
- KÜSTER, H. (2013): Am Anfang war das Korn. Eine Natur- und Kulturgeschichte. – Beck, München.
- KÜSTER, H. & HOPPE, A. (2010): Gartenreich Dessau-Wörlitz. – Beck, München.
- STRUCK, P. (2002): Die Villa Walshausen bei Hildesheim. Ein spätklassizistischer Landsitz von Georg Ludwig Friedrich Laves. – Gerstenberg, Hildesheim.

Autor:

Prof. Dr. Hansjörg Küster
Leibniz Universität Hannover
Institut für Geobotanik
Nienburger Straße 17
30167 Hannover
E-Mail: kuester@geobotanik.uni-hannover.de

Zur Artenvielfalt im Nationalpark Harz

Hans-Ulrich Kison

Zusammenfassung

Die Vielfalt an Phanerogamen- und Kryptogamenarten im Nationalpark Harz und die Wege zu ihrer Erfassung und Dokumentation werden vorgestellt. „Kommentierte Artenlisten“ werden erarbeitet, die die Arten im ökologischen Verbund der Pflanzengesellschaften charakterisieren. Die Vegetationskarte des Nationalparks ist dabei die wichtigste naturräumliche Bezugsbasis. Für Höhere Pflanzen, Moose und Pilze liegen bereits Ergebnisse vor, für weitere Artengruppen befinden sich die Listen in Bearbeitung. Zu erwartende Veränderungen der biologischen Vielfalt im Zuge der Umsetzung der Nationalparkzielstellungen werden skizziert.

1. Einleitung

Spätestens mit der Veröffentlichung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt im Jahre 2007 ist der Erhalt der Biodiversität zu einer zentralen politischen Aufgabenstellung in der Bundesrepublik Deutschland geworden. Zwar ist hier das primäre Ziel, den Artenschwund zu stoppen, aber der Begriff „Biologische Vielfalt“ verdient doch eine umfassendere Betrachtung. Die Artenvielfalt ist zwar eine zentrale Komponente, zu der aber auch die Vielfalt der Lebensräume und die genetische Vielfalt der Arten bzw. Populationen kommen.

Die deutschen Nationalparke – gegenwärtig 15 an der Zahl – leisten einen wichtigen Beitrag zur Bewahrung dieser Biodiversität. Ihr Anliegen ist die Erhaltung der Reste der Naturlandschaft und die lokale Wiederherstellung von natürlichen Verhältnissen, gewissermaßen aus „zweiter Hand“. Letzterer Gedanke ist erstmals mit dem „Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege“ (Bundesnaturschutzgesetz vom 25.3.2002) gesetzlich verankert worden und legalisierte damit den Status aller deutschen Nationalparke als „Entwicklungsnationalparke“. Im Harz zielt diese Entwicklung vor allem auf die Schaffung von Voraussetzungen für die Rückkehr der Rotbuche und anderer Laubbäume an ihre naturgemäßen Standorte, die infolge der jahrhundertelangen Forstwirtschaft heute ganz überwiegend mit Fichtenforsten bestockt sind. Die Ausgangsbedingungen dafür sind sehr verschieden; im günstigsten Falle führt schon allein die natürliche Sukzession zum Ziel, in anderen Fällen sind praktische waldbauliche Initialmaßnahmen erforderlich. Dieser Weg „zurück zur Natur“ ist natürlich langfristig auch mit Veränderungen in der Biodiversität verbunden. Es wird sich ein Wandel vollziehen, der von der Biologischen Vielfalt in der Kulturlandschaft zur natürlichen Biologischen Vielfalt in den Wäldern führt. Er schließt alle von HUNTER (1999) dargestellten Ebenen ein – die genetische, die der Arten und die der Lebensräume. Um diesen Wandel zu begleiten und zu dokumentieren, sind entsprechende Inventarisierungsprogramme auf verschiedenen organismischen Ebenen erforderlich. SPIES & TURNER (1999) unterschieden sinnvollerweise bei einem Wald-Ökosystem den sichtbaren

Bestand und die äußerlich nicht sichtbaren Faktoren („the invisible present“). Zu diesen im äußeren Erscheinungsbild nicht zu erkennenden Faktoren gehören solche Prozesse wie Selektion und Ausbreitungsdynamik der Arten, Sukzessionen bis zum Status quo der Assoziationen, „Störungen“ der Ökosysteme und die dadurch laufend verursachten Abläufe usw. Diese Faktoren sind es aber, die am Ende die Biodiversität maßgeblich mitbestimmen. Es wird damit auch deutlich, dass das Auslöschten einer auf diesen Säulen einmal entstandenen Biodiversität eines Waldes und ihre Substitution durch Wirtschaftsforste mit einer Kulturführung, die natürliche Selektionsprozesse zumindest sehr einschränkt, einen unwiederbringlichen Verlust an Vielfalt herbeiführen kann. Für die in einem Entwicklungsnationalpark so wichtigen Initiale für den zukünftigen Wald sind vor allem die natürlichen Waldrelikte („historisch alte Wälder“) in allen Höhenlagen des Nationalparks bedeutungsvoll. Hier hat sich ein bestimmtes Maß an Ursprünglichkeit der Artausstattung in zumeist kleinflächigen Relikten erhalten, das sich im Zuge der eingeleiteten Entwicklung nun hoffentlich wieder breiter entfalten wird.

Im Nachfolgenden soll Bezug auf die aktuelle pflanzliche Vielfalt im Nationalpark und ihre Dokumentation genommen werden, wobei auch die Pilze und Flechten einbezogen sind.

2. Der Nationalpark Harz

An dieser Stelle soll auf allgemeine Darstellungen zum Nationalpark Harz verzichtet werden, da sie Gegenstand einer Reihe von Publikationen sind, und in einer geschlossenen Übersicht im Nationalparkplan für den Nationalpark Harz (Nationalparkverwaltung Harz 2011) enthalten sind (siehe auch www.nationalpark-harz.de). Das Ziel der Waldentwicklungsmaßnahmen im Nationalpark ist, bis zum Jahre 2022 auf 75 % der Fläche (rund 18.500 ha) die Initialleistungen für die zukünftige Waldentwicklung abgeschlossen zu haben. Dann wird nicht mehr steuernd auf die Waldentwicklung Einfluss genommen, sondern der Leitsatz „Natur Natur sein lassen“ umgesetzt. Unter den Bedingungen der Wirtschaftswälder mit ihren vergleichsweise kurzen Umtriebszeiten gibt es kaum Möglichkeiten, natürliche Abläufe und den Entwicklungsweg von der Kulturlandschaft zu sekundären Naturlandschaften auf großer Fläche und langfristig so zu verfolgen, wie dies in einem Nationalpark möglich ist. Man kann davon ausgehen, dass sich im Nationalpark die Gehölzkulisse der Wälder in überschaubaren Zeiträumen schon markant verändern wird. Die vollständige Etablierung von Naturwaldverhältnissen – soweit diese Vorgänge unter den Bedingungen des lokalen Zuschnitts des Schutzgebietes, der Einflussgrößen von außen und den globalen Einwirkungen überhaupt zu einem Ergebnis führen, das wir aus dem Bilde historisch alter Wälder herleiten – wird wohl noch mehrere Jahrhunderte in Anspruch nehmen. Das ergibt sich allein aus der Tatsache, dass die Stoffkreisläufe innerhalb der Wälder wieder geschlossen werden und die damit korrespondierende Artengarnitur ihre jeweiligen Nischen im Ökosystem besetzen müssen.

So ergibt sich in der Abfolge dieser Prozesse ein Stufenprogramm für die wissenschaftliche Begleitung.

In der ersten Phase spielt die Inventarisierung der Arten die zentrale Rolle, die jedoch nahtlos in die zweite Phase des Monitorings in den Ökosystemen übergeht. Abb. 1 zeigt in einer zeitlichen Übersicht die seit Nationalparkgründung eingeleiteten Inventarisierungsvorhaben.

Inventarisierung



Abb. 1: Aufnahme und Abschluss von Inventarisierungen nach Gründung des Nationalparks Harz.

3. Das Konzept der Kommentierten Artenlisten

Die in Abb. 1 gezeigte Erfassung des Arteninventars ist eine der ersten Aufgaben, die ein Schutzgebiet erfüllen muss. Naturgemäß stehen die Höheren Pflanzen und die Kryptogamen am Anfang, da sie wesentliche Teile der Ökosystemkulisse ausmachen. Für den sachsen-anhaltischen Teil des Nationalparks Harz wurde diese Arbeit 2004 abgeschlossen (KISON & WERNECKE 2004). Diese erste systematische Bearbeitung der Höheren Pflanzen erfolgte in Form einer „kommentierten Liste“, in der nicht nur die Arten aufgelistet sind, sondern in ihrer Bedeutung für das Schutzgebiet und deren Lebensräume erläutert werden. Sie war Vorbild für inzwischen weitere Bearbeitungen im Rahmen der Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz (z. B. Moose, Pilze, Libellen).

Das Anliegen dieser ersten Zusammenstellung der Höheren Pflanzen und ihr Zusammenspiel mit der Vegetationskarte sind bei KISON (2006) näher ausgeführt. Dieser Ansatz wurde auch bei anderen Artengruppen so verfolgt und besteht darin, die Arten im ökologischen Zusammenhang zu sehen, ihre Zuordnung zu Floren- oder Faunenelementen vorzunehmen und das Bekannte über ihr historisches und aktuelles Vorkommen zusammen zu stellen. Aus dieser Sicht kristallisieren sich bestimmte Arten als „Leitarten“ oder „Charakterarten“ für verschiedene Lebensgemeinschaften heraus, die in Anlehnung an den Sprachgebrauch bei DRUDE (1928) und MEUSEL (1937) die Ökosysteme in besonderem Maße charakterisieren. Diese Wertung bleibt zwar mitunter empirisch, hat aber im Rahmen von Fachplanungen Bedeutung (Nationalparkverwaltung Harz).

2011), wo der Schutz der Arten und die Bewahrung der Vielfalt in den Prozessschutz integriert werden müssen. Ein erster wichtiger Bezugspunkt ist dabei die Herkunft der Arten und ihr Auftreten in der nacheiszeitlichen Besiedlung des Gebietes.

4. Der Harz als klassisches Zuwanderungsgebiet

Die nacheiszeitliche Wiederbesiedlung des Harzes, soweit wir sie aufgrund palynologischer Zeugnisse nachvollziehen können (BEUG et al. 1999), kennzeichnet das Harzgebiet als Zuwanderungsraum von Arten aus verschiedenen Florenregionen. Es ist daher zur vegetationskundlichen Charakterisierung des Mittelgebirges sinnvoll, die Geoelemente im Sinne von WALTER & STRAKA (1970) zu betrachten. Für die Höheren Pflanzen und die Moose hat diese Betrachtungsweise eine Tradition, während es bei Pilzen und Flechten keine einheitliche oder allgemein akzeptierte Grundlage dafür gibt. Abb. 2 zeigt die Übersicht zur zahlenmäßigen Herkunft der Arten aus den wichtigen angrenzenden Florengebieten.

Geoelemente

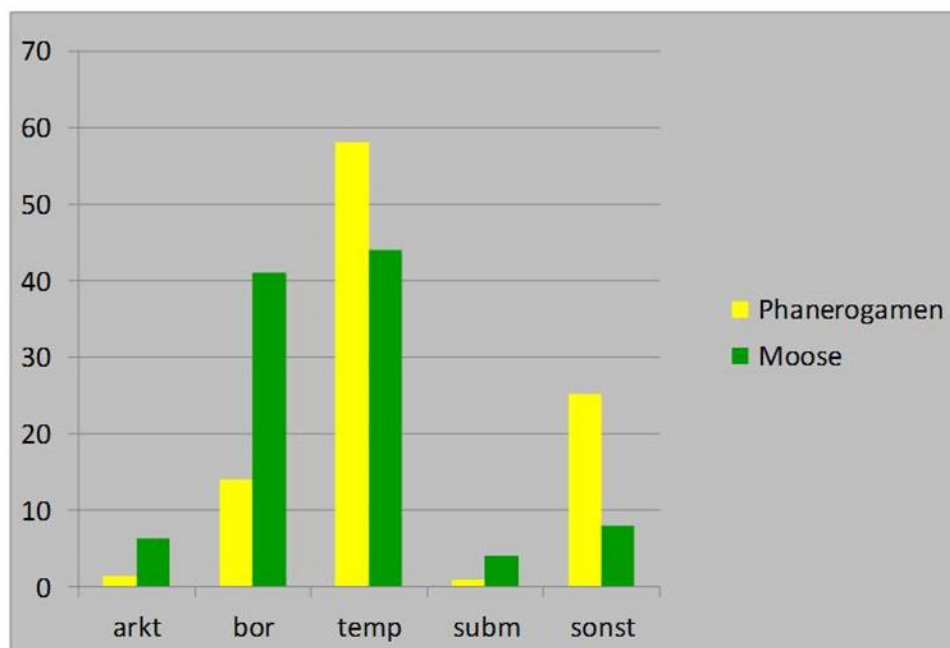


Abb. 2: Prozentuale Anteile der verschiedenen Geoelementen zuzuordnenden Arten bei Moosen und Phanerogamen im Nationalpark Harz.

Der Hauptanteil stammt sowohl bei Phanerogamen als auch Moosen aus der temperaten Zone, in der das Mittelgebirge Harz selbst auch liegt. Von besonderer Bedeutung sind dann aber die extrazonalen (z. B. Fichtenwälder) oder azonalen (z. B. Moore) Lebensräume mit ihrer Artenausstattung. Für die Charakterisierung dieser Vegetationsverbände ist die Zuwanderung der ursprünglich boreal und arktisch verbreiteten Arten wichtig, die den Harz charakterisieren und zumindest z. T. auch gegenüber anderen Mittelgebirgen abgrenzen.

Es verdient eine Bemerkung, dass ERNST HAMPE (1795-1880), einer der bedeutendsten Harzbotaniker des 19. Jahrhunderts, die Sichtweise, dass der Harz im botanischen Sinne ein Zuwanderungsgebiet ist, bereits vertrat, indem er formulierte: „..., aber es leuchtet aus der ganzen Lage des Harzes hervor, dass es eine große Merkwürdigkeit wäre, wenn der Harz eine besondere, ihm allein angehörende Gefäßpflanze besäße, ...“ (HAMPE 1841). Allerdings ergab sich seine Blickrichtung auf die Bedeutung der Artenzuwanderung von Norden erst etwas später, angeregt durch W.P. SCHIMPER (1808-1880): „Durch Schimper, der mich im vorigen Jahr besuchte, wurde ich belehrt, dass unser Harzgebirge mehr Uebereinstimmung mit den nordischen Gebirgen habe, als mit allen deutschen, ...“ (HAMPE 1850). In einem geradezu klassisch gewordenen Zitat fasst A. PETER (1853-1937) diesen Gedanken später zusammen: „...der Oberharz mutet uns an wie ein nach Deutschland versetztes Stück der skandinavischen Gebirge mit alpin-nordischen Pflanzenarten in einförmigem Fichtenwalde, doch nur unter Andeutung einer subalpinen Region.“ (PETER 1899).

Es wird erkennbar (Abb. 2), dass bei den Moosen die prägenden arktischen und borealen Arten noch stärker in den Vordergrund treten als bei den Phanerogamen. Die submediterranen Arten spielen bei beiden kaum eine Rolle. Dass der Anteil der Höheren Pflanzen bei den „sonstigen“ so hoch ausfällt, hängt mit dem entsprechenden Anteil von Neophyten zusammen, der bei den Moosen so nicht gegeben ist.

Die Zahl der Harzendemiten ist auf der anderen Seite naturgemäß sehr gering. Auf dem Niveau der Art lässt sich heute nur eine Flechte nennen, die bislang nur aus dem Harz bekannt geworden ist. Es handelt sich um *Lecidea ullrichii* Hertel, die nur von ihrer Typuslokalität am Rammelsberg bekannt ist, hier von HANS ULLRICH (1913-2002) gefunden und ihm zu Ehren benannt (Abb. 3). Unter den Höheren Pflanzen kennen wir auf Artniveau gar keine Endemiten, hier hat HAMPE also Recht behalten. Lediglich als Unterarten gelten *Hieracium nigrescens* Willd. subsp. *bructerum* (Fr.) Zahn (Abb. 4) und *Minuartia verna* (L.) Hiern subsp. *hercynica* (Willk.) O. Schwarz (Abb. 5) als Endemiten.



Abb. 3: *Lecidea ullrichii* vom Rammelsberg bei Goslar. Foto: Hans-Ulrich Kison.



Abb. 4: Das Brocken-Habichtskraut (*Hieracium nigrescens* subsp. *bructerum*) in einer Erhaltungskultur im Brockengarten. Foto: Hans-Ulrich Kison.



Abb. 5: Die schwermetalltolerante *Minuartia verna* subsp. *berynica* tritt sowohl auf Schlackeplätzen im Harz als auch auf den Kupferschieferhalden des Ostharz auf. Foto: Hans-Ulrich Kison.

Aus Sicht der Einwanderung der Fichte wird der Harzer Fichten-Bergwald in seiner Bedeutung als besonderes Schutzgut des Nationalparks besser verständlich.

Hielt HAMPE (1873) die Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.) noch für eine Baumart, die „aus dem Voigtland eingeführt“ worden ist, nachdem die bodenständigen Laubbäume alle aus dem Harz entnommen waren, so weist DRUDE (1902) sehr nachdrücklich auf das Indigenat im Harze hin. Die Einwanderungs- und Ausbreitungsgeschichte beschreiben BEUG et al. (1999). Dabei ist interessant, dass die Fichte offenbar nacheiszeitlich ihr hercynisches Verbreitungsgebiet auf zwei Wegen erreicht hat, und der Ursprung der Fichten des Bayerischen Waldes und des Böhmerwaldes von denen der anderen Mittelgebirge unterschieden ist (SCHMIDT-VOGT 1987). Trotz der äußerlichen Ähnlichkeiten verschiedener Fichten-Bergwälder gibt es Differenzierungen, die zu beachten sind. Die Fichte hat auf dem „Mittelgebirgsweg“ (SCHMIDT-VOGT 1987) im Harz ihren äußersten nordwestlichen Vorposten erreicht, das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa* (Chaix) J.F. Gmel.) stößt hier ebenfalls an seine Arealgrenze. Beide formieren hier gemeinsam den an Höheren Pflanzen artenarmen Reitgras-Fichtenwald als gewissermaßen Grundgesellschaft des Fichten-Bergwaldes auf ökologisch mittleren Verhältnissen. Weitere Leitarten sind fast ausschließlich subarktischer oder borealer Herkunft (KISON & WERNECKE 2004). Das zeigt sich insbesondere im Bereich der Kryptogamen wie der Bärlappe, der Moose (KOPERSKI 2011), der Pilze (SCHULTZ 2010) und diesen heute zugeordneten Flechten. Das ist zweifellos eine besondere Prägung, die den Harz – insbesondere in seinen Hochlagen des Nationalparks – auszeichnet (Abb. 6).

Sippenzahlen Deutschland/Nationalpark Harz

Deutschland (D)	NLP Harz 24.732 ha = 0,07% von D	%
ca. 3.300 Phanerogamen	1.107 (2014)	34
1.159 (2007) Moose	501	43
4.400 (2006) Großpilze	1.683 (2014)	38
1.946 (2011) Flechten	550 (2014)	28

Abb.: 6: Sippenzahlen für Deutschland und den 0,07 % der Fläche der Bundesrepublik einnehmenden Nationalpark Harz für Phanerogamen, Moose, Großpilze und Flechten.

Die Abbildung 6 lässt erkennen, dass der Nationalpark Harz eine vergleichsweise hohe Arten-dichte aufweist. Stellt man dazu in Rechnung, dass es sich vor allem in den Hochlagen mit den Bergheiden, den Fichtenwäldern und den Mooren um sehr seltene und schutzwürdige Lebens-räume handelt, so ist ihre großräumige Unterschutzstellung im Nationalpark folgerichtig. Solche

Arten wie die Brockenanemone (*Pulsatilla alpina* (L.) Delarbre subsp. *alba* Zämelis et Paegle), die Starre Segge (*Carex bigelowii* Schwein. subsp. *rigida* Schultze-Motel, Abb. 7) und die Scheiden-Segge (*Carex vaginata* Tausch, Abb. 8) haben ihren einzigen aktuellen Fundort auf dem Brocken im Nationalpark Harz.



Abb. 7: *Carex bigelowii* Schwein. subsp. *rigida* Schultze-Motel (Starre Segge). Foto: Hans-Ulrich Kison.

5. Die Vegetationskarte des Nationalparks

Neben den Bestandsaufnahmen im Arteninventar ist die flächendeckende Kartierung der Naturräume des Nationalparks wichtig und inzwischen für den gesamten Park erstmalig durchgeführt worden. Diese flächenhafte Kartierung von Lebensgemeinschaften lässt sich auf verschiedener Grundlage erstellen. In der Landschaftsplanung oder in forstlichen Einrichtungswerken, um zwei Beispiele zu nennen, ist die Kartierung von Biotopen bzw. Biotoptypen geeignetes Mittel, um die Verhältnisse abzubilden. Diese zugrundeliegenden Kartierschlüssel sind auf die Belange der flächendeckenden Zustandserfassung sehr gut ausgerichtet und inzwischen sehr differenziert (vgl. v. DRACHENFELS 2011). Dem Vorteil einer einfachen Handhabung solcher Biotoperfassung, stehen einige Nachteile gegenüber, die insbesondere in einem Nationalpark, der

auf Dynamik innerhalb von Naturräumen und deren Dokumentation setzt, ins Gewicht fallen. So wird Dynamik in einer biotoptypen-gebundenen Erfassung erst sichtbar, wenn ein Biotoptyp in einen anderen übergeht oder es sind umfangreiche Begleituntersuchungen nötig, um Dynamik sichtbar werden zu lassen. Feinkartierungen, wie sie z. B. in den Mooren (BAUMANN 2009) unbedingt erforderlich werden, um umweltbedingte Veränderungen zu indizieren, sind auf Biotopenebene nicht ohne Weiteres umsetzbar. Letztlich unterliegen die Biotoptypen einer Definition, die sich im Laufe der Entwicklung des Verfahrens verändert hat, zwischen Bundesländern nur bedingt vergleichbar ist usw. So wurde im Nationalpark der methodisch aufwändigere und schwierigere Weg über die Erfassung der Pflanzengesellschaft nach dem Grundprinzip von BRAUN-BLANQUET gewählt. Dieses System erfasst die Infrastruktur des Pflanzenbestandes – qualitativ wie quantitativ – und bildet mit den Wiederholungsaufnahmen die Grundlage für die Diagnose von Veränderungen der jeweiligen Gesellschaft. Die Benennung der Vegetationseinheiten als Gesellschaft ist schon überwiegend möglich, bei spezifischen Entwicklungsmaßnahmen im Nationalpark müssen Kategorien eingesetzt werden, die noch nicht stabilisierten Assoziationen entsprechen, sondern waldbaulich initiierte Stadien sind, deren weitere Entwicklung erst zu typischen Gesellschaften führt. In jedem Falle stehen die Tabellen nach BRAUN-BLANQUET dahinter, die eine Interpretation zulassen, auch wenn diese viel später erst interessant wird oder in Vergleichen herangezogen werden sollen.



Abb. 8: *Carex vaginata* Tausch (Scheiden-Segge).
Foto: Hans-Ulrich Kison.

Für die Dokumentation der ablaufenden Entwicklungsvorgänge im Nationalpark leistet die Vegetationskarte hervorragende Dienste. KARSTE et al. (2014) haben ausführlich gezeigt, wie detailliert die Pflanzengesellschaften dargestellt werden und welche vielfältigen Möglichkeiten der Auswertung die Vegetationskarte für das Schutzgebiet bietet. Für alle naturwissenschaftlichen Fragestellungen ist sie schon heute die wichtigste naturräumliche Bezugsebene.

6. Ein Blick nach vorn

Es ist bereits angedeutet worden, dass mit der Umsetzung der langfristigen Nationalpark-Zielstellung auch Veränderungen in der Artenvielfalt verbunden sein werden. Das kann sich in einem Fall positiv für die einzelne Art und ihren Bestand auswirken, im anderen negativ. Bei besonders wertgebenden Arten kann das auch zu praktischen Konsequenzen im Management führen. Einige Beispiele mögen das illustrieren.

Prozessschutz und seine Auswirkungen

Hinter dem etwas sperrigen Begriff „Prozessschutz“ verbirgt sich, dass hier nicht Arten oder Zustände in den Lebensräumen geschützt bzw. erhalten werden, sondern die ablaufenden natürlichen Vorgänge (Prozesse) selbst zum Schutzgegenstand werden. Für den flächenmäßig dominierenden Wald bedeutet das, dass keine steuernden Eingriffe mehr erfolgen, keine Pflanzungen und Holzentnahme stattfinden und alle Phasen des Waldzyklus wieder mosaikartig nebeneinander auftreten, vom Jungwuchs der Bäume bis zu deren Zerfallsstadien. Somit werden sich dabei die Bedingungen für epiphytische Kryptogamen (Pilze, Flechten und Moose) sowie z. B. totholzbewohnende Arthropoden deutlich verbessern. Im Zuge intensiver Forstwirtschaft mit relativ kurzen Umtriebszeiten und Totholz-mangel waren diese Artengruppen stark dezimiert worden. Auch der Saure Regen am Ausgang des vorigen Jahrhunderts hat seinen Beitrag geleistet. Daher steht der Harz im Allgemeinen in dem Ruf ein an epiphytischen Flechten armes Mittelgebirge zu sein (WIRTH 1976).

Auf die genetische Infrastruktur der Baumpopulationen wird der Prozessschutz eine positive Auswirkung haben, da mit der ausschließlichen Naturverjüngung bewusste oder unbewusste Selektionen im Zuge der Aufzucht von Pflanzmaterial ausgeschaltet sind. Dagegen können natürliche Selektionsmechanismen an Ort und Stelle wieder in vollem Maße wirksam werden und die Anpassung der Populationen an den Standort langfristig verbessern. Diese Rolle der Nationalparke als Genbanken *in vivo* kommt insbesondere bei den Gehölzarten zum Tragen (vgl. KISON 2002). Neben der Erhaltung der Harzer Rotbuchen wird bei gegenwärtig ablaufenden Buchen-Initialpflanzungen streng auf die Verwendung regionaler und an die Harzsituation angepasster Herkünfte geachtet. Im Falle der Fichte liegt eine isolierte, autochthone Restpopulation vor, die ebenfalls im Sinne einer dynamischen Genbank fortbestehen wird.

Bergwiesen und Schwermetallrasen

Diese Lebensräume sind in unterschiedlicher Weise durch den Menschen bedingt. Die Schlackefelder als Hinterlassenschaften des mittelalterlichen Hüttenwesens bleiben aufgrund des Schwermetallgehalts weitgehend vegetationsarm. Spezialisierte chalkophile Arten haben hier einen sicheren Fortbestand. Die Entfernung von Gehölzbewuchs kann im Bedarfsfall sinnvoll sein, um Beschattung und Eintrag von Biomasse zu verhindern. Bergwiesen sind Ersatzgesellschaften der Wälder und haben sich als Mähwiesen zu typischen Pflanzengemeinschaften entwickelt, deren Arten z. T. nur auf diesen Wiesen noch vorkommen. Schwermetallrasen und Bergwiesen gehören

in die Pflegebereiche der Nutzungszone des Nationalparks. Hier werden sie aktiv gepflegt, um konkurrenzschwachen Arten Lebensräume zu erhalten. Solche Artenschutzmaßnahmen sind dauerhaft vorgesehen.

Bergheide des Brockens

Die waldfreie Brockenkuppe ist ebenfalls Teil der Pflegezone. Durch immense Stickstoffeinträge wandeln sich die hier ursprünglich domierenden Zwergstrauchheiden in dichte Grasbestände (*Deschampsia cespitosa*, *Calamagrostis villosa* usw., vgl. KARSTE 2014), in denen konkurrenzschwächere Arten wie die Brockenanemone, die Starre Segge (Abb.7) und die Scheiden-Segge (Abb. 8) sich kaum mehr behaupten können. Daher finden hier stützende Maßnahmen für solche Arten statt (z. B. Abplaggen) bzw. weitergehende Artenschutzmaßnahmen im Brockengarten.

Synanthrope Arten

Wie Abb. 2 zeigt, sind bei den Phanerogamen etwa 25 % der Arten als „sonstige“ klassifiziert. Das sind ganz überwiegend die Neophyten und Archaeophyten, die auf ganz unterschiedlichen Wegen in den Nationalpark kamen. Entweder sind sie „Kulturfolger“, die in den forstlichen Kulturen und Freiflächen ihren Platz fanden (jüngstes Beispiel ist *Senecio inaequidens* Dc.) oder sie sind mit Wegebaumaterial oder durch den Menschen oder Tiere eingeschleppt worden. Namentlich durch die Verwendung von Rübeler Kalk für den Wegebau haben kalkholde Arten z. T. eine weite Verbreitung in Gebieten mit saurem Grundgestein (z. B. *Poa alpina* L., *Cardaminopsis arenosa* (L.) Lawalrée, *Gentianopsis ciliata* (L.) Ma usw.). Es kann wohl auf lange Sicht damit gerechnet werden, dass diese synanthropen Arten wieder zurückgehen bzw. auch ganz verschwinden können.

Sonderfall: Flachbärlappe

Flachbärlappe waren noch im vorigen Jahrhundert auch in der Ebene weiter verbreitet (HORN 1997). Sie erweisen sich ganz überwiegend als Arten, die durch den Menschen „gestörte“ Standorte bevorzugen, wenn diese lange genug offen bleiben bzw. gehalten werden (z. B. Truppenübungsplätze). Leider ließ sich der dramatische Rückgang der Flachbärlapp-Arten auf diesen Standorten nicht aufhalten. Die aktuellen Vorkommen fokussieren sich heute immer mehr auf den Harz und hier ganz eindeutig auf den Nationalpark. Auch hier besiedeln sie solche „gestörten“ Stellen (z. B. Wege, ehemalige Grenzstreifen). In konsequenter Umsetzung des Prozessschutzes wären ihre Tage auch hier gezählt. Wegen der herausragenden Bedeutung der noch erhaltenen Vorkommen der Flachbärlappe werden z. B. im Nationalpark Bayerischer Wald inzwischen gezielte Artenschutzmaßnahmen unternommen (Horn, pers. Mitt.). Auch für den Nationalpark erwächst aus den aktuellen Vorkommen eine Verantwortung. Es erscheint daher sinnvoll, die wirklich überregional bedeutsamen Fundorte, ähnlich den Bergwiesen, in die Pflegebereiche einzustufen und hier dauerhaft stützende Maßnahmen durchzuführen. An diesen Stellen muss die natürliche Sukzession zum Wald unterbunden werden.

Literatur

BAUMANN, K. (2009): Entwicklung der Moorvegetation im Nationalpark Harz. – Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 4: 1–243.

-
- BEUG, H.-J., HENRION, I. & SCHMÜSER, A. (1999): Landschaftsgeschichte im Hochharz: Die Entwicklung der Wälder und Moore seit dem Ende der letzten Eiszeit. – Clausthal-Zellerfeld: 454 pp.
- DRACHENFELS, O. v. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen Heft A/4: 326 pp.
- DRUDE, O. (1902): Der hercynische Florenbezirk. – Leipzig: XIX+671 pp.
- DRUDE, O. (1928): Ausblicke auf die Leitpflanzen in der floristischen Fazies der Assoziationen des Harzes. – Feddes Rep., Beih. 51: 114–130.
- HAMPE, E. (1841): Jahresbericht für die Flora Hercyniae oder dritter Nachtrag des Prodromus. Zweite Abteilung. Mit einem Schlußwort an den Hrn. Dr. Wallroth. – Linnaea 15: 377–382.
- HAMPE, E. (1850): Brief an v. Schlechtendal vom 17. November 1850. – Herbarium HAL, interne Paginierung 000151–000153.
- HAMPE, E. (1873): Flora Hercynica oder Aufzählung der im Harzgebiete wildwachsenden Gefaesspflanzen. – Halle: 383 pp. (Reprint Botanischer Arbeitskreis Nordharz e.V. 1995).
- HORN, K. (1997): Verbreitung, Ökologie und Gefährdung der Flachbärlappe (*Diphasiastrum* ssp., Lycopodiaceae, Pteridophyta) in Niedersachsen und Bremen. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen 38: 85 pp.
- HUNTER, M.L. Jr. (1999): Biological diversity. – In: HUNTER M. L. Jr. (ed.): Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge: 3–21.
- KARSTE, G. (2014): Die Entwicklung der Vegetation auf dem Brocken innerhalb der ehemaligen Brockenmauer von 1993 bis 2013. – Mitt. Florist. Kart. Sachsen-Anhalt 19: 11–17.
- KARSTE, G., WEGENER, U. & KISON, H.-U. (2014): Die Vegetationskarte des Nationalparks Harz (Niedersachsen, Sachsen-Anhalt) und einige Auswertungsmöglichkeiten. Tuexenia 34: 71–88.
- KISON, H.-U. (2002): Möglichkeiten und Grenzen des botanischen Artenschutzes im Nationalpark Hochharz. – In: Nationalpark Hochharz und Inst. Umweltgeschichte und Regionalentwicklung e.V. (Hrsg.): Von der Naturdenkmalpflege zum Prozessschutz in den Nationalparks. Umweltgeschichte und Umweltzukunft Band XI: 103–113.
- KISON, H.-U. (2006): Die kommentierte Artenliste der Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Hochharz. Anmerkungen und 1. Nachtrag von Neufunden. – Abh. Ber. Mus. Heineanum SH 7/1: 77–89.
- KISON, H.-U. & WERNECKE, J. (2004): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Hochharz. – Forschungsbericht. Wernigerode: 1–184.
- KOPERSKI, M. (2011): Die Moose des Nationalparks Harz. – Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 8: 1–249.
- MEUSEL, H. (1937): Verbreitungskarten mitteldeutscher Leitpflanzen. 1. Reihe. – Hercynia 1: 115–120.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (Hrsg.)(2011): Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011–2020.
- PETER, A. (1899): Die Flora des Harzes. – In: HOFFMANN, H.: Der Harz. Leipzig (Nachdruck Würzburg 1996): 22–38.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1987): Die Fichte. Bd. 1: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. – Hamburg und Berlin: XVIII+647 pp.

- SCHULTZ, T. (2010): Die Großpilzflora des Nationalparks Harz. – Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz 5: 1–216.
- SPIES, T.A. & TURNER, M.G. (1999): Dynamic forest mosaics. – In: HUNTER M. L. Jr. (ed.): Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge: 95–160.
- WALTER, H. & STRAKA, H. (1970): Arealkunde. Floristisch-historische Geobotanik. – Stuttgart: 478 pp.
- WIRTH, V. (1976): Veränderungen der Flechtenflora und Flechtenvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe Vegetationskunde 10: 177–202.
- WIRTH, V., HAUCK, M. & SCHULTZ, M. (2013): Die Flechten Deutschlands. – Stuttgart, 2. Bd.: 1244 pp.

Autor:

Dr. Hans-Ulrich Kison
Nationalpark Harz
Lindenallee 35
38855 Wernigerode
E-Mail: hans-ulrich.kison@npharz.sachsen-anhalt.de

Abstract zum Vortrag:

Heilige Haine als Naturschutzgebiete? - Die Vegetation von Marabut-Stätten in Marokko

Ulrich Deil, Universität Freiburg

Prof. Dr. Ulrich Deil, Universität Freiburg, Fakultät für Biologie, Abteilung Geobotanik

Die Naturschutzrelevanz von als heilig geltenden Arten, Heiligenstätten, Kirchen- und Friedhofswaldungen und sonstigen Orten, die der Nutzung bzw. Nichtnutzung religiösen Tabus unterliegen, war in den letzten Jahren Gegenstand zahlreicher internationaler Konferenzen und Initiativen (DELOS-Initiative, Yamata-Deklaration, Management-Richtlinien von UNESCO und IUCN). Ein Paradigma dabei ist, dass solche Orte schützenswerte Arten bzw. naturnahe Vegetation beherbergen und quasi im Nebeneffekt dem Naturschutz dienen. Während aus vielen Gebieten der Erde und ganz verschiedenen Kulturkreisen zahlreiche Untersuchungen vorliegen, ist über die Rolle von Heiligenstätten in islamischen Ländern und speziell in Nordwestafrika (Maghreb) nur wenig bekannt.

Heiligenverehrung ist mit dem orthodoxen Islam nicht vereinbar. In Marokko sind die Verehrung von Heiligen (Marabuts) und Wallfahrten zu ihren Grabstellen (meist zugleich rezente Friedhöfe) aber weit verbreitet. Wir untersuchten Häufigkeit, Größe, topographische Lage und Naturnähe von Heiligenstätten im ländlichen Marokko und gingen insbesondere der Frage nach, ob sie die pnV dokumentieren.

Es zeigt sich, dass Tausende solcher Marabut-Stätten existieren, die ein weites Spektrum von Naturräumen und Vegetationszonen abdecken von Halbwüsten über Wälder bis hin zu oromediterranen Igelheiden. Die als heilig angesehenen Flächen sind klein (meist unter 2 ha). Sie unterliegen oft einem Beweidungsverbot und dem Tabu der Holzentnahme. Insgesamt ist jedoch der Erhaltungszustand recht verschieden und reicht von klimaxnahen Wäldern und Trockensteppen über degradierte Wälder (wegen Überweidung keine Naturverjüngung der Schlussbaumarten) und Gebüsche bis zu Affodill-Fluren. In intensiv genutzten Agrarlandschaften beherbergen die Marabut-Stätten häufig die einzigen Reste naturnaher Vegetation und sind auch landschaftsästhetisch bedeutsam. Durch den zunehmenden Nutzungsdruck und abnehmende Beachtung religiöser Tabus sind sie jedoch bedroht.

Neophyten in Sachsen-Anhalt

Dieter Frank, Halle

Nicht für alle Arten ist der floristische Status in einem Bezugsgebiet unstrittig. Im Einzelfall können neben paläobotanischen Funden die Analyse alter Herbarbelege sowie zeitgenössischer Literatur zur Klärung beitragen. Insbesondere bei bestimmungskritischen oder kultivierten Arten liegen oft nicht ausreichend Quellen vor. Für das Gebiet von Sachsen-Anhalt wurde für *Acer platanoides*, *Arrhenatherum elatior* und *Bromus erectus* geprüft, ob es sich um neophytische Arten handelt. Hierzu wurden insbesondere alte Floren ausgewertet. In der Regel konnte dabei nur auf Plausibilität geprüft werden, da früher die Arten oft anders abgegrenzt wurden, Synonyme unterschiedlich verwendet wurden und insbesondere der floristische Status für die Bearbeiter ohne Bedeutung war. Beispielsweise führt HIERONYMUS BOCK in seinem Kräuterbuch von 1546 neben Maßholder (heute Feld-Ahorn) auch „Ahorne“ auf. Nur wenn man die Lesart des Buches geprüft hat, erkennt man, dass es sich nicht um mehrere Ahorn-Arten handelt, sondern um Ahorn-Bäume einer Sippe – nur mit Hilfe der Abbildung wird deutlich, dass es sich dabei um Berg-Ahorn handelt. JOHANNES THAL (1577) verwendete bei seiner Sylva Hercynia keine eigenen Abbildungen. Er erwähnte zwei Ahorn-Arten. Wenn man allein die heute übliche Zuordnung der Artbeschreibungen (Synonyme) zugrunde legen würde, müsste man diese als Feld- und Spitz-Ahorn deuten. Überprüft man jedoch die Abbildungen, auf die der Autor Bezug nimmt, liegt auf der Hand, dass neben Feld-Ahorn nur der Berg-Ahorn gemeint sein kann.

Abstract zum Vortrag:

Heideökosysteme Norddeutschlands in Zeiten globalen Wandels

Werner Härdtle, Universität Lüneburg

Prof. Dr. Werner Härdtle, Leuphana Universität Lüneburg, werner.haerdtle@uni.leuphana.de

Heideökosysteme zählen zu den ältesten Kulturlandschaften in Europa und weisen eine für sie charakteristische Biodiversität auf. In den Ländern der Europäischen Union zählen Heiden daher zu den nach der FFH-Richtlinie gesetzlich geschützten Ökosystemen. Dennoch hat sich nicht nur die Ausdehnung nordwesteuropäischer Heidelandschaften auch in den vergangenen Jahren kontinuierlich verkleinert, sondern auch ihr Artengefüge mitunter erheblich verändert. Wesentliche Faktoren hierfür sind einerseits veränderte Nutzungsverhältnisse (z. B. Aufforstung, Aufgabe oder qualitative Veränderungen der bislang angewandten Pflegeverfahren), andererseits aber auch globale Umweltveränderungen wie Klimawandel oder atmosphärische Stoffeinträge, insbesondere von Stickstoff. Im Referat wird am Beispiel der Heiden Nordwestdeutschlands erläutert, wie diese auf Klimawandel (insbesondere gegenüber abnehmenden Sommerniederschlägen) und atmogene Stickstoffeinträge oberhalb der so genannten kritischen Eintragsraten („critical loads“) reagieren, welchen Weg atmogene N-Einträge in Heide-Ökosystemen nehmen, und welche Chancen mittels verschiedener Pflegeverfahren (Beweidung, Mahd, Brand, Schopfern und Plaggen) bestehen, Heiden dennoch langfristig zu erhalten.

Wie problematisch sind invasive Pflanzenarten? Ein Vergleich von ausgewählten Neophyten und heimischen Arten

Carsten Hobohm, Universität Flensburg

Es sind hauptsächlich drei Problemfelder, die im Zusammenhang mit Neophyten immer wieder thematisiert werden: Gesundheit, Kosten und Naturschutz. Einige Neophyten verursachen erhebliche Probleme in den genannten Bereichen. Am Beispiel ausgewählter Arten werden diese konkretisiert.

Häufig werden Neophyten und die von ihnen verursachten Probleme isoliert betrachtet. Vergleicht man allerdings Neophyten und heimische Arten in Bezug auf ihre Eigenschaften und negativen Auswirkungen für Mensch und Natur, dann zeigt sich, dass die Probleme durch Neophyten häufig einseitig bzw. überproportional dargestellt werden. Auch heimische Arten verursachen Krankheiten, Kosten und im Naturschutz Probleme.

Verschiedene Möglichkeiten zum Umgang mit den dargestellten Problemen werden diskutiert. Den gesundheitlichen Problemen kann und sollte vor allem durch Aufklärung über die Bildungseinrichtungen und Medien begegnet werden. Bekämpfungsaktionen sind, solange sie zentralisiert und von offizieller Seite durchgeführt werden, kaum nachhaltig. Kosten in Millionenhöhe können im Einzelfall problemlos eingespart werden. Im Naturschutz ist es unerlässlich, die Ursachen und Wirkungen flächenscharf zu analysieren und Ziele zu definieren. Die Bekämpfung von Neophyten kann sinnvoll sein, ist als naturschutzfachliche Zielgröße allerdings unbrauchbar.

Abstract zum Vortrag:

Die taxonomisch und phytozoölogische Arten- und Vegetationsgarnituren mitteleuropäischer Flusshäfen an der Elbe-Moldau und den Donau-Wasserstraßen

Vladimír Jehlík, Prag

Von 1968 bis 2009 wurde die synanthrope Flora und Vegetation der 62 Flusshäfen Mitteleuropas an den Fluss-Systemen Elbe-Moldau (38 Häfen) und Donau (24 Häfen) untersucht. Es wurden insgesamt 1255 Höhere Pflanzen und 94 Pflanzengesellschaften festgestellt (Meereshöhe 5–317 m ü. NN). Auf 100–80 % Hafenmakrolokalitäten beider Fluss-Systeme wurden die Arten der folgenden Pflanzenfamilien verzeichnet: *Amaranthaceae*, *Apiaceae*, *Asteraceae*, *Boraginaceae*, *Brassicaceae*, *Cannabaceae*, *Caryophyllaceae*, *Chenopodiaceae*, *Convolvulaceae*, *Cyperaceae*, *Fabaceae*, *Hypericaceae*, *Lamiaceae*, *Onagraceae*, *Papaveraceae*, *Plantaginaceae*, *Poaceae*, *Polygonaceae*, *Ranunculaceae*, *Rosaceae*, *Rubiaceae*, *Salicaceae*, *Scrophulariaceae*, *Sambucaceae*, *Urticaceae*, *Violaceae*. Weitere Arten (79–0 %) kommen nur zerstreut, seltener bis sehr selten vor.

Die Flora und Vegetation der Häfen beider Fluss-Systeme ist relativ sehr ähnlich. Unterschiede: In Elbe-Moldau-Häfen finden wir öfter folgende Arten: *Asparagus officinalis* (15 Häfen = H.), *Xanthium albinum* (26 H.), *Impatiens glandulifera* (18 H.), *Erysimum cheiranthoides* (35 H.), *Herniaria glabra* (19 H.), *Spergularia rubra* (15 H.), *Chenopodium striatiforme* (17 H.), *Geranium pratense* (19 H.), *Lamium album* (36 H.), *Linum usitatissimum* (16 H.), *Oenothera rubricaulis* (18 H.), *Salix fragilis* (15 H.); Donau-Häfen: *Aristolochia clematitis* (14 H.), *Erysimum diffusum* (10 H.), *Petrorhagia saxifraga* (10 H.), *Astragalus cicer* (11 H.), *Prunella vulgaris* (14 H.), *Salvia pratensis* (12 H.), *Stachys annua* (10 H.), *Morus alba* (11 H.). Weiter Angaben über Flora und Vegetation der Flusshäfen Mitteleuropas resümiert JEHLÍK (2008). Nach der phytogeographischen und ökologischen Struktur der Hafenflora und nach Arealtypen ist es möglich, folgende Arealspektrum zu unterscheiden: ± Natürliche Areale (617 Taxa), ± Synanthrope Areale (616 Taxa), ± Holarktische Areale (341 Taxa), Subkosmopolite Areale (241 Taxa), Kosmopolite Areale (34 Taxa). Im Vergleich zu den Gesellschaften der Donauhäfen kommen in den Elbe-Moldau-Häfen etwas mehr feuchtliebende, eher westmitteleuropäische Gesellschaften vor. In den Donauhäfen kann man z. B. auch einige seltenere, oft pannonisch-balkanische Gesellschaften finden, die in den Elbe-Moldau-Häfen ganz fehlen (cf. JEHLÍK 2008). Nach dem Klassifikationssystem der mitteleuropäischen Vegetation wurden in Häfen 15 Vegetationsklassen festgestellt (G. = Gesamtzahl der Gesellschaften in Häfen): *Stellarietea mediae* (28 G.), *Artemisietea vulgaris* (12 G.), *Agropyretea repentis* (11 G.), *Plantaginetea majoris* (9 G.), *Sedo-Scleranthetea* (7 G.), *Galio-Urticetea* (7 G.), *Rhamno-Prunetea* (7 G.), *Bidentetea tripartiti* (3 G.), *Phragmito-Magnocaricetea* (3 G.), *Funarietea hygrometricae* (2 G.), *Koelerio-Corynephoretea* (1 G.), *Molinio-Arrhenatheretea* (1 G.), *Isoëto-Nanojuncetea* (1 G.), *Lemnetea minoris* (1 G.), *Potametea* (1 G.).

JEHLÍK, V. (2008): Übersicht über die synanthropen Pflanzengesellschaften und ihre Verbreitung in Flusshäfen Mitteleuropas. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9: 311–224. – In: EVERS, C. (Ed.): Dynamik der synanthropen Vegetation. Festschrift für Prof. Dr. Dietmar Brandes.

Abstract zum Vortrag:

Bibliometrische Betrachtungen zur Gattung *Cotoneaster*

Gerwin Kasperek, Universitätsbibliothek Frankfurt/M.

Aus der Gattung *Cotoneaster* sind in Mitteleuropa so viele Arten verwildert wie aus kaum einer anderen Gattung. Auch die botanische Literatur über *Cotoneaster* ist sehr umfangreich. Unter Bezug auf frühere Arbeiten des Jubilars wird diese Literatur einer bibliometrischen Analyse unterzogen; der Schwerpunkt liegt dabei auf der taxonomischen Literatur. Es wird gezeigt, wo und in welcher Form zur Taxonomie der Gattung publiziert wurde, wie sich dies im Lauf der Geschichte verändert hat, und welche Publikationen bzw. Autoren besonders häufig zitiert werden.

Es wird versucht, anhand der *Cotoneaster*-Literatur verallgemeinerbare Besonderheiten botanischer Literatur abzuleiten; solche Besonderheiten können sowohl Botaniker als auch Bibliographen und Bibliothekare vor einige Probleme stellen. Die botanische Literatur über Neophyten ist – wie auch ihre Taxonomie – vielfach durch gärtnerisch motivierte Arbeiten beeinflusst; die Gattung *Cotoneaster* bietet hierfür ein prägnantes Beispiel.

Vor dem Hintergrund der bibliometrischen Besonderheiten botanischer bzw. taxonomischer Literatur werden moderne Anwendungen von Bibliometrie, die bei Mittelverteilung und Besetzung wissenschaftlicher Stellen an Hochschulen eine immer größere Rolle spielen, einer kritischen Betrachtung unterzogen.

Abstract zum Vortrag:

Weitere Hafenfunde: *Solanum triflorum* auf dem Vormarsch

Heinrich Kuhbier, Bremen

Diese Nachtschatten-Art lernte ich in den 80er Jahren in den Wassergewinnungs-Dünen bei Den Haag kennen. Auf offenen, mit Reisig abgedeckten Sandflächen standen die Pflanzen truppweise zusammen. Blüten und Früchte waren vorhanden. Im September 2004 fanden wir auf der Helgoländer Düne auf einem stark befahrenen Platz eine stark ramponierte Pflanze von ca. 75 cm Durchmesser. Ohne Blüten aber noch mit einigen Fruchtständen (Herbarbeleg BREM vom 15.09.2004). Während der folgenden Jahre – meist im September – wurde auf der Düne immer wieder danach gesucht und es konnte festgestellt werden, dass sich diese Art kontinuierlich ausbreitete, vorzugsweise im Bereich der Kaninchenbauten und später auch auf der großen Geröllfläche der sogen. Aade, dem Ostende der Düne. Hier wächst sie zwischen Melden, Kamillen, Kali-Salzkraut, *Honckenya*, *Beta maritima* und *Cakile*, einem stark ‚angereicherten‘ *Cakiletum friesicum*.

Im September 2009 fand J. Feder ein Exemplar auf dem Gelände des zugeschütteten Übersee-Hafens in Bremen. (Foto: J. Müller 5.10.2009). Im Sommer 2012 entdeckten wir dann an anderer Stelle im selben Bereich größere, üppige Vorkommen auf Erdaushub (Mutterboden).

Ironie der Geschichte: am 30. August 1970 hatte der Referent bereits diese Art auf dem Abfallplatz der Bremer Wollkämmerei in Bremen-Blumenthal und am 5. Oktober 1980 bei den Getreideanlagen in Brake/Unterweser gefunden. Vielleicht hat die fehlende Dreiblütigkeit resp. Dreifruchtigkeit keinen nachhaltigen Eindruck auf ihn gemacht?

Apophyt - Anökophyt - Industriophyt? Zur grundsätzlichen Status-Einordnung typischer urban-industrieller Pflanzenarten im Ruhrgebiet

Götz Heinrich Loos, Universität Bochum & Peter Keil, Biologische Station Oberhausen

In urban-industriellen Räumen ist das Auftreten von Ruderalpflanzen wie *Berteroa incana*, *Echium vulgare*, *Oenothera biennis*, *Reseda luteola*, *Verbascum thapsus* u. a. auf Bahnhöfen, in Häfen sowie auf Industriebrachen ein vertrauter Anblick. Oft wird angenommen, dass diese Arten überwiegend im Zuge der Industrialisierung mit Ausbau der Verkehrsinfrastruktur eingewandert sind oder eingeschleppt wurden. Die Konsultation von Florenwerken und Herbarien aus der Zeit vor Eisenbahnbau und Industrialisierung zeigt jedoch, dass ein Teil der Arten bereits zuvor vorhanden war und möglicherweise als indigen oder archäophytisch eingestuft werden muss. Selbst Neophyten wie *Oenothera biennis* waren bereits offenbar lange Zeit vorher schon ansässig. Für das Ruhrgebiet und seine Randbereiche liegen einige alte Florenverzeichnisse vor, die eine Rekonstruktion des Status zu einem gewissen Grad zulassen. Demnach sind einige Arten vermutlich auf den Sanden und Kiesen der Flussufer heimisch gewesen und haben sich im Zuge von Eisenbahnbau und Industrialisierung als Apophyten ausgebreitet. Ursprüngliche oder aus der Zeit vor der Industrialisierung vorgekommene Arten haben in ihrer Häufigkeit durch zusätzlich eingeschleppte oder eingewanderte industriophytische Herkünfte charakteristische Bestandsausdehnungen erfahren und in urban-industriellen Biotopen bis heute überdauert (oder treten immer wieder neu auf), während ihre vormaligen Vorkommen oftmals erloschen sind. Eine Reihe charakteristischer Ruderalpflanzen, die grundsätzlich als Anökophyten eingestuft werden (z. B. *Crepis tectorum*, *Digitaria sanguinalis*), sind für das Ruhrgebiet vorwiegend als Industriophyten zu werten, da sie erst nach dem verkehrsinfrastrukturellen Ausbau und der Industrialisierung in verstärktem Maße nachgewiesen wurden.

Abstract zum Vortrag:

Verbreitungsmuster der Flora im Weser-Elbe-Gebiet

Detlev Metzger, Universität Oldenburg

Die Ergebnisse floristischer Kartierungen bieten nicht nur Informationen zur Verbreitung einzelner Taxa, sondern liefern große Datenmengen, die auch weitergehende ökologische oder biogeographische Auswertungen ermöglichen. Insbesondere die Ergebnisse von Rasterkartierungen eignen sich gut für die computergestützte Verarbeitung. Vorgestellt werden einige Auswertungsbeispiele, die auf den im Rahmen der floristischen Kartierung des Weser-Elbe-Gebietes (Regionalstelle 7, ca. 8450 km²) erhobenen Daten basieren. Hierfür waren im Zeitraum 1983 bis 2004 für fast 1200 Taxa die Vorkommen in einem feinen Raster (1192 Viertelquadranten, Rasterfeldgröße ca. 2,8 x 2,8 km²) erfasst worden (s. a. CORDES et al. 2006; Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Weser-Elbe-Gebietes. Hauschild, Bremen.) Die räumliche Verschneidung der Funddaten mit ökologischen oder biogeographischen Kennwerten und abiotischen Daten bietet eine Möglichkeit, verschiedene Fragestellungen zu beantworten. Spiegeln sich abiotische Gegebenheiten des Gebietes in den Verbreitungsmustern wider? Es zeigt sich, dass die Auflösung des verwendeten Rasters (2,5' x 1,5') durchaus ausreichend für die Reflektion abiotischer Muster im Untersuchungsgebiet (z. B. Geologie, Bodenverhältnisse, Klima) durch den Pflanzenartenbestand der einzelnen Rasterfelder ist. Die kombinierten Verbreitungsmuster von Zeigerarten historisch alter Wälder entsprechen etwa dem Verteilungsmuster der historisch alten Wälder im Gebiet. Aber offenbar konnten nicht für alle als historisch alt eingestuft Wälder diese Arten auch dokumentiert werden. Im Naturschutz werden zunehmend Indikatoren eingesetzt, um z. B. den Status biologischer Vielfalt mit praktikablem Aufwand zu erfassen. In Übertragung stellt sich daher die Frage, ob es in der Flora des Weser-Elbe-Gebietes Indikatorarten für eine hohe Phytodiversität gibt. Die Analyse der Daten zeigt jedoch, dass keine Pflanzenart als signifikanter Indikator geeignet ist.

Changes in the plant cover of the dune hill in Folusz near Szubin (NW Poland) between 1959 and 2012: the problem related to preservation of xerothermic grasslands in the agricultural landscape

¹Andrzej Nienartowicz, ¹Dariusz Kamiński, ²Mieczysław Kunz, ¹Miłosz Deptuła, Toruń

Nicolaus Copernicus University, ¹Faculty of Biology and Environmental Protection, ²Faculty of Earth Sciences, Lwowska 1, 87-100 Toruń, Poland, e-mail: anienart@umk.pl

The dune hill in Folusz is one of the most interesting sites with xerothermic vegetation in the Polish lowland. It is different from other sites by the fact that xerothermic vegetation covers a single dune located amidst large areas of *Molinia* meadows rather than slopes of river valleys. Vegetation occurring on the hill represents a cold *Stipa* steppe with rare species of floodplain meadows and has long aroused the interest of botanists. In the 19th century and in the early 20th century, observations in this area were carried out by German botanists (L. KÜHLING, F. SPRIBILLE, H. MILLER, W. BOCK). In the 1930s, the investigation was continued by botanists from the University in Poznań. After World War II, it was one of the main research sites for botanists and ecologists from the University in Toruń, and recently also from the universities in Bydgoszcz. Floristic lists were compiled by all the aforementioned researchers, which describe the state of flora in the subsequent periods, and when collated in tables, they help to determine the directions of changes occurring in the area over a hundred years. Not all the materials obtained in the past were published. A lot of interesting data were preserved in the Toruń centre in the form of actual vegetation maps and relevés. This paper presents the comparison of vegetation from 1959, plotted on the unpublished vegetation map by Professor JADWIGA WILKOŃ-MICHALSKA, with the vegetation in 2012. Changes in the land cover were also analysed through a series of aerial photographs from 1961, 1975, 1986 and 2005. The GIS and GPS technology was used in the spatial analysis. Furthermore, also analysis of flora changes was performed, including a comparison of values for the flora synanthropization indices and the flora modernization index for the period between the late 1950s and the early 1960s, and the early 20th century. In addition, numerical analysis of relevés from both these periods and from 2012 was performed. The objective of all the analyses was to determine how the changes were affected by spontaneous development of oak trees on the dune and destructive human activity related to exploitation of the sand, afforestation of the dune with pine, birch and oak, and planting of common lilac. An effort was also made to assess the importance of including the Folusz dune hill within the Natura 2000 site – PLH040027 „*Molinia* meadows in Folusz” – for preventing further degradation of xerothermic vegetation.

Abstract zum Vortrag:

Die Bedeutung von Standort und Landnutzung für die Phytodiversität des Graslandes in der hochmontanen bis subalpinen Höhenstufe des georgischen Kaukasus

Annette Otte, Universität Gießen

Prof. Dr. Dr. Annette Otte, Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Justus-Liebig-University, Heinrich-Buff-Ring 26 - 32 (IFZ), D-35392 Gießen, Tel.: +49 (0) 641 99-37 160, Fax: +49 (0) 641 99-37 169, e-mail: Annette.Otte@umwelt.uni-giessen.de, <http://www.uni-giessen.de/fbr09/landschaft/>

Seit seiner Erklärung der Unabhängigkeit im Jahr 1991 ist Georgien dramatischen Transformationsprozessen ausgesetzt. Diese Prozesse führten zu gesellschaftlichen Veränderungen, wie Verarmung gefolgt von Migration, und haben auch Umweltprobleme und einen Rückgang der Biodiversität verursacht. Forschungen mit dem Ziel, eine nachhaltigere Landnutzung in diesem Teil der Erde und die Lebensqualität der Bewohner zu fördern, sind daher dringend erforderlich. In dem dreijährigen Forschungsprojekt "amies" (analysing multiple interrelationships between environmental and societal processes in mountainous regions of Georgia) der VolkswagenStiftung werden dazu in zwei Regionen des Großen und Kleinen Kaukasus interdisziplinäre Untersuchungen für eine nachhaltigere Zukunft durchgeführt.

Der Kaukasus zählt zu den Biodiversitäts-Hotspots der Erde und hat für die Biodiversität am Rande Europas eine besondere Bedeutung (6.350 Gefäßpflanzen, davon in Georgien 4.130 mit 255 (= 6 %) endemischen Arten). Ein Ziel der Untersuchungen ist, die Raummuster und Dynamik der Phytodiversität als einem Teil der Biodiversität in der hochmontanen und subalpinen Höhenstufe des Großen und des Kleinen Kaukasus (Untersuchungsgebiete Kazbegi- und Bakuriani-Region) mit Raummustern der Standorteigenschaften und Landnutzungen in Beziehung zu setzen.

Die im Jahr 2010 begonnene Arbeit zur Analyse der Phytodiversität konzentriert sich auf die der landwirtschaftlichen Nutzflächen und damit auf die Vegetation der großflächigen Grünlandbestände der Tal- und Hanglagen sowie die im Raum heute nur vereinzelt Ackerflächen. Auf der Grundlage von historischen Daten zur Vegetation und durch modellhafte Rekonstruktion werden Veränderungen der Phytodiversität für den Zeitraum seit etwa 1950 herausgearbeitet. Anstelle der vormaligen, weitflächig verbreiteten Wälder in der hochmontanen und subalpinen Höhenstufe ist heute in beiden Untersuchungsgebieten Grünlandnutzung vorherrschend, die über Jahrhunderte als Berglandbewirtschaftung mit Ackerland, Heuwiesen und extensiver Weidewirtschaft betrieben wurde. Diese traditionellen, standörtlich differenzierten Nutzungssysteme werden inzwischen aufgegeben, und veränderte Umwelt- und soziale Bedingungen sowie der damit verbundene Landnutzungswandel verursachen Folgen für die Vielfalt der Pflanzenarten und -gemeinschaften. Erste Auswertungen des Datensatzes der aktuellen und älteren Vegetationsaufnahmen zeigen ein differenziertes Bild der Grünlandvegetation, die vorrangig von der Höhenlage, der Exposition und der Hangneigung geprägt wird. Aus diesen Eigenschaften

lassen sich standörtlich definierte Habitattypen bilden, die durch charakteristische Artengruppen gekennzeichnet sind.

Literatur

OTTE, A., AKHALTKATSI, M., NAKHUTSRISHVILI, G., SIMMERING, D. & WALDHARDT, R. (2011): Phytodiversität in Georgien: Die Bedeutung von Standort und Landnutzung im Großen und Kleinen Kaukasus. – Spiegel der Forschung 28/2: 24–31.

WALDHARDT, R., ABDALADZE, O., OTTE, A. & SIMMERING, D. (2011): Landschaftswandel im Kaukasus Georgiens. Interdisziplinäre Forschung für eine nachhaltigere Zukunft. – Spiegel der Forschung 28/2: 4–15.

Abstract zum Vortrag:

Inland salt meadows

Agnieszka Piernik, Toruń

Nicolaus Copernicus University, Faculty of Biology and Environmental Protection, Lwowska 1, 87-100 Toruń, Poland, e-mail: piernik@umk.pl

Inland salt marshes are typical for arid and semiarid regions, whereas in humid climate, including Central Europe, they occur in limited areas, mostly on fossil salt deposits and around salty springs. They are colonised by plants, which are physiologically adapted to perform life processes under increased osmotic pressure in the soil solution. Those species are described as halophytes. Because about 23 % of the world's 1.5 x 10⁹ ha cultivated lands are saline databases of salt tolerant plants are created nowadays to store information about resources of plants, which in the future could be adapted for agriculture and about resources of the gene bank from which economically viable cash crops could be developed. Natural inland salt meadows as therefore unique habitats are thought to be priority importance in Europe and are included into NATURA 2000 network.

In the humid climate of central Europe inland salt meadows are associated with areas supported by salty springs and salty ground water connected with fossil salt deposits, coming mostly from Zechstein, uplifted to the surface or relict seawater. In Poland they occur in the area of Kujawy-Wielkopolska salines, in the Lower Nida basin and in the area of Sub-Carpathian salines. In Germany inland salt- and brackish-water communities are found on a particularly large scale in the Halle-Halberstadt-Merseburg area. In general they are classified into one type of habitat called *Glauxo-Puccinellietalia*, inland part with Natura 2000 code *1340. However in Poland there is one more type distinguished inland *Salicornion ramossissimae* (code 1310) as this type is not present on the Polish seacoast. This last type is characterised only by a few halophytic species able to exist in extremely saline condition: *Salicornia europaea* s. lato (*S. herbacea*), *Spergularia salina* and *Puccinellia distans*. At present it is limited to the health resort Ciechocinek and to anthropogenic saline stands next to soda factories in the Kujawy region (Inowrocław and Janikowo). The first type is associated with moderately saline soils and characterised by the presence of plant species as: *Aster tripolium*, *Atriplex prostrata* ssp. *prostrata* var. *salina*, *Glaux maritima*, *Juncus gerardi*, *Puccinellia distans*, *Spergularia salina* and *Triglochin maritimum*. Almost all valuable salt meadows are included into Natura 2000 areas in Poland. They are reported from 14 of them, but only 4 areas are dedicated directly to their protection. These four areas are: PLH040037 Salt meadows in the Zgłowiączka river valley, PLH040019 Ciechocinek, PLH100029 Salt meadows in Pelczyska, PLH040030 Szubin salt marshes. The existence of halophytic meadows is supported by relatively stable source of salinity and by traditional management. Therefore their protection should be provided by retention or reconstruction of natural hydrological conditions and by natural cutting and moderate grazing.

Seltenheit und Gefährdung von Gefäßpflanzen der Stadt Hamburg im historischen Kontext

Hans-Helmut Poppendieck, Hamburg

Die Flora von Hamburg hat sich seit der ersten grundlegenden Erfassung durch SONDER (1851) entscheidend gewandelt. Dieser Wandel soll anhand von einigen Kennzahlen dargestellt und im Zusammenhang mit der Struktur des Ballungsraumes und seiner historischen Entwicklung interpretiert werden.

Die Einführung neophytischer Arten korreliert offensichtlich mit der im 19. Jahrhundert einsetzenden Urbanisierung: Verkehr, Industrialisierung, Bevölkerungsanstieg, städtische Bebauung und Erschließung. Demgegenüber scheint das Aussterben heimischer Arten mehr oder weniger der im 20. Jahrhundert einsetzenden Suburbanisierung zu folgen. Beide Trends scheinen gegenwärtig eine wenn auch wohl nur vorläufige Sättigung erreicht zu haben.

Die Änderung der Stadtstruktur geht einher mit einer dramatischen Veränderung des Häufigkeitsspektrums der Flora. Im Gegensatz zu 1850 wird die Artenvielfalt heute im Wesentlichen durch extrem seltene, sehr seltene und seltene Arten bestimmt, deren Erhaltung zunehmend Einzelfallpflege erforderlich macht – eine Herausforderung für den Naturschutz. Ein Vergleich mit den Roten Listen anderer Bundesländer zeigt, dass dieser Trend offenbar nicht auf städtische Stadtstaaten oder städtische Ballungsräume beschränkt ist.

Abstract zum Vortrag:

Galapagos der Botanik – Die Kanarischen Inseln

Richard Pott, Universität Hannover

Jährlich reisen Millionen von Touristen auf die Kanarischen Inseln, wo auch im europäischen Winter ein frühlingshaftes Klima herrscht. Die besondere klimatische Stellung des Archipels, seine isolierte Lage inmitten des Atlantischen Ozeans vor der Küste Afrikas und der noch deutlich spürbare Vulkanismus haben dazu geführt, dass sich hier eine einzigartige Flora und Fauna entwickelt und erhalten haben. Die speziellen evolutiven Vorgänge, ihre Besonderheiten und der außerordentliche Reichtum an Paläo- und Neoendemiten werden umfassend erläutert, um die Vielfalt der Erscheinungsformen pflanzlichen Lebens und der Vegetationszonen in den kanarischen Naturlandschaften, dem „Galapagos der Botanik“, verständlich zu machen.

Zahlreiche Phänomene des wichtigen Evolutionsprozesses der Adaptiven Radiation, die Einnischung von Paläo- und Neoendemiten in die verschiedenen infra- bis orokanarischen Höhenstufen werden in diesem Vortrag behandelt. Dieses ist grundlegend für das Verständnis der einzigartigen Biodiversität des kanarischen Archipels.

Ihre geographische Lage macht die Inseln von alters her und besonders seit Christoph Columbus zur Brücke zwischen Europa, Amerika und Afrika – viele Städte und Baudenkmäler zeugen davon und geben der Kulturlandschaft mit Bananen-, Ananas- und Weinfeldern noch heute ihr besonderes Gepräge.

Keywords: Adaptive Radiation, infra- bis orokanarische Höhenstufen, Biodiversität.

POTT, R., HÜPPE, J. & WILDPRET DE LA TORRE, W. (2003): Die Kanarischen Inseln – Natur- und Kulturlandschaften. – Ulmer Verlag. 320 pp.

Wiederfund von *Lychnothamnus barbatus* (Characeae) in Deutschland

Uwe Raabe, Marl

Im Januar 2013 ist eine neue Rote Liste der Armleuchteralgen Deutschlands erschienen. Im Gegensatz zur 1996 herausgegebenen Liste gibt es für alle berücksichtigten Arten auch aktuelle Nachweise, d. h. keine Art musste als ausgestorben oder verschollen eingestuft werden. Von den fünf zuvor in dieser Kategorie geführten Arten werden jetzt zwei, *Chara kokeilii* und *Lamprothamnium hansenii*, nicht mehr als eigenständige Sippen angesehen. Von *Nitella confervacea* gab es schon in den 1990er Jahren wieder Nachweise aus der Oberrheinischen Tiefebene, wo sie aktuell ihren Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland hat und vor allem in Abgrabungsgewässern – teils in ausgedehnten Beständen – angetroffen wird. *Chara baueri*, charakteristisch für temporäre Kleingewässer auf Äckern, wurde 2006 überraschend in Brandenburg wieder aufgefunden. Im September 2012 konnte schließlich auch die letzte in Deutschland noch als verschollen angesehene Characeae wieder bestätigt werden, *Lychnothamnus barbatus*.

Diese Art wurde 1827 aus dem Plötzensee im heutigen Stadtgebiet von Berlin als *Chara barbata* zuerst für die Wissenschaft beschrieben. In der Folgezeit konnten weitere Vorkommen in Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern festgestellt werden. Der letzte bekannte Nachweis von *Lychnothamnus barbatus* in Deutschland stammte aus dem Jahr 1891 (Kosenower See in Mecklenburg-Vorpommern). Im benachbarten Polen wurde die Art aber auch in neuerer Zeit noch in verschiedenen Seen nachgewiesen, so im Lagower See nur rund 50 km östlich von Frankfurt a. d. Oder. Es lag daher nahe, dass sie auch in Brandenburg noch zu erwarten sein sollte.

Im September 2012 konnte *Lychnothamnus barbatus* im Obersee bei Lanke in Brandenburg schließlich wieder aufgefunden werden. In diesem See wurde er bereits im 19. Jahrhundert entdeckt und von 1855 bis 1873 immer wieder belegt. Aus späterer Zeit lagen keine Nachweise mehr vor. Der relativ klare, kalkreiche, mesotrophe bis schwach eutrophe See hat sich zumindest seit den 1950er Jahren anscheinend wenig verändert. *Lychnothamnus barbatus* wächst hier in einer Tiefe von 1,6 bis maximal 4,0 m, teilweise in eindrucksvollen, bis 1,4 m hohen Dominanzbeständen. Der Wiederfund ist ein schönes Beispiel dafür, dass es sich auch nach langer Zeit lohnen kann, seltene Pflanzenarten an früheren Fundorten gezielt nachzusuchen. Bisherige Vorstellungen von der Ökologie und dem Vorkommen der Art bedürfen einiger Korrekturen. Das betrifft Angaben zur Trophie der Wuchsgewässer ebenso wie menschliche Einflüsse. Am Obersee gibt es seit langem ein kleines Strandbad. Außer zum Baden wird der See auch als Tauch- und Angelgewässer genutzt, ferner gibt es eine Möglichkeit Ruderboote zu mieten. Im bisherigen Umfang stellen diese Nutzungen für *Lychnothamnus barbatus* offensichtlich kein besonderes Problem dar.

Abstract zum Vortrag:

Veränderungen der Ackerwildkrautvegetation in den letzten 50 - 60 Jahren: Verluste von Assoziationen, Artenreichtum und genetischer Diversität

Karsten Wesche*

Mit Christine Brütting, Stefan Meyer, Benjamin Krause, Christoph Leuschner, Isabell Hensen

*Abteilung Botanik, Senckenberg Museum für Naturkunde Görlitz, Pf 300 154, 02806 Görlitz.
Karsten.wesche@senckenberg.de

Ackerbaulich genutzte Flächen gehören zu den am stärksten anthropogen überformten Groß-Lebensräumen Mitteleuropas. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts wurde der Ackerbau großflächig intensiviert, was zu z. T. dramatischen Veränderungen in den Acker-Phytozönosen führte. Wir haben historische Vegetationsaufnahmen (1950/60 er Jahre) im Innenbereich von Ackerflächen mit eigenen Wiederholungsaufnahmen (Innen- und Randbereich) verglichen und dabei Sand-, Lehm- und Kalkstandorte untersucht.

Ehemals typische Pflanzengesellschaften nährstoffarmer Standorte sind inzwischen ganz verschwunden, und im Inneren heutiger Äcker finden wir überwiegend nur noch stark verarmte Rumpf- oder Restgesellschaften. Die Artenzahl pro Aufnahme ist um zwei Drittel gesunken (Median 1950 24 Arten/Aufnahme; Median 2010 7 Arten/Aufnahme), wobei spezialisierte, syntaxonomisch diagnostische Arten überproportional stark zurückgegangen sind. Die Verluste waren auf basischen Substraten besonders auffällig und die aus der älteren Literatur bekannten Unterschiede in der Ackerwildkrautvegetation verschiedener Standorte sind heute weitgehend verschwunden. Auch an den Ackerrändern zeigen sich ähnliche, kaum weniger dramatische Trends.

Die Ergebnisse geben quantitative Daten für bereits beschriebene Entwicklungen. Umso erstaunlicher ist es, dass es relativ wenige Informationen zu den daraus resultierenden populationsökologischen Konsequenzen gibt. Insbesondere genetische Strukturen wurden bei Ackerwildkräutern bisher kaum untersucht. Im Rahmen einer Pilotstudie konnten wir zeigen, dass die genetische Struktur mit steigender Gefährdung der Arten tendenziell ungünstiger wird, also auch Ackerwildkräuter auf Fragmentierung und sinkende Populationsgröße reagieren. *Bupleurum rotundifolium*, eine in Deutschland vom Aussterben bedrohte Art, zeigte dabei in ganz Mitteleuropa eine niedrige genetische Diversität (average gene diversity 0.03 – 0.11) und Hinweise auf starke genetische Fragmentierung (φ ST-Wert 0.65). Ein Vergleich von Acker- mit Gartenpopulationen ergab, dass Ex Situ-Schutz zwar prinzipiell möglich ist, dass aber die Populationen in den deutschen Erhaltungskulturen nur einen kleinen Teil der noch auf Ackerflächen gefundenen genetischen Diversität abbilden. Folgerichtig sind daher weitere und innovative Anstrengungen zum Schutz der Ackerwildkrautflora dringend nötig. Ein Beispiel dafür ist das Projekt „100 Äcker für die Vielfalt“.

Veränderungen der westfälischen Dorfvegetation in den vergangenen 20 Jahren

Rüdiger Wittig, Goethe-Universität, Frankfurt

In den Jahren 1984/85 wurde die Vegetation von 150 westfälischen Dörfern aufgenommen. 20 Jahre später (2004/05) erfolgte wiederum eine Bestandsaufnahme der westfälischen Dorfvegetation, wobei allerdings nicht alle Dörfer mit den 20 Jahre zuvor aufgenommenen identisch waren. Da die Dörfer in beiden Aufnahmeperioden mit den gleichen Methoden und dazu noch von den gleichen Bearbeitern untersucht wurden, ist angesichts der hohen Zahl der Stichproben ein Gesamtvergleich möglich, auch wenn die Dörfer nicht identisch sind. Darüber hinaus wird aber auch ein gesonderter Vergleich der in beiden Perioden aufgesuchten Dörfer durchgeführt. Die schon lange geplante Durchführung des Vergleiches wurde nun im Hinblick auf diesen Vortrag endlich in Angriff genommen. Die diesbezüglichen Arbeiten sind momentan in vollem Gange, sodass in der vorab eingeschickten Zusammenfassung noch keine Ergebnisse präsentiert werden können.